



01177

**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA
DE MEXICO**

Programa de Maestría y Doctorado en Ingeniería

**Remoción del colorante negro sulfuroso GPD-LIQ-N3 en
efluentes de una industria textil por medios físico-químicos**

T E S I S

Que para obtener el grado de
Maestro en Ingeniería (Ambiental)
Presenta

Patricia Burgos Jiménez

Dra. Petia Mijaylova Nacheva
Directora de Tesis

Jlutepec, Morelos

Enero 2006

m340280



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.

Comité tutorial

Presidente Dr. Alfonso Durán Moreno
Vocal Dra. Petia Mijaylova Nacheva
Secretaria M en I Ana Elsa Silva Martínez
Suplente Dra. María Teresa Orta Ledesma
Suplente M en I Esperanza Ramírez Camperos

Autorizo a la Dirección General de Bibliotecas de la UNAM a difundir en formato electrónico e impreso el contenido de mi trabajo recepcional.

NOMBRE: Patricia Burgos

Juárez

FECHA: 20 Ene 2005

FIRMA: [Firma]

AGRADECIMIENTOS

A Dios por haberme regalado el don precioso de la VIDA

A mi familia quien es mi gran motivación

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología "CONACyT" por haberme otorgado la beca para realizar mis estudios de maestría y alentar así nuevos talentos mexicanos.

A la Universidad Nacional Autónoma de México por permitirme ser parte de sus alumnos.

A mi directora de Tesis la Dra. Petia Mijaylova, por su apoyo, tiempo y conocimientos compartidos

Al Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, por brindarme acogida en sus instalaciones para el desarrollo de mi tesis, en especial a Chayo encargada de la planta piloto por su tiempo y conocimientos compartidos.

A Toño, por brindarme su amor y apoyo cuando más lo he necesitado y motivarme a seguir adelante. TE AMO.

Al pequeñito que crece dentro de mi.

A todos los que hicieron posible de alguna u otra manera la realización de este trabajo.

CONTENIDO

Resumen	6
Introducción	8
1 Objetivos	11
1.1 Objetivo General	11
1.2. Objetivo Especifico	11
1.3. Alcances	11
2 Antecedentes	12
2.1 Colorantes empleados en la industria textil	12
2.2. Tratamientos empleados en efluentes textiles	14
2.3 Remoción de color	15
2.4 Coagulación- Floculación	18
2.5 Adsorción	20
2.5.1 Mecanismos de adsorción	22
2.5.2 Isotermas de adsorción	23
2.5.2.1 isoterma de adsorción de Langmuir	24
2.5.2.2 Isoterma de adsorción de Freundlich	26
2.5.2.3 isoterma de adsorción de BET	28
2.5.3 Factores que afectan el proceso de adsorción	28
2.5.4 Tipos de adsorbentes	34
2.5.4.1 Carbón activado	35
2.5 Colorante negro sulfuroso GPD-LIQ-NS	39
3 Metodología	41
3.1 Caracterización del agua residual modelo	41
3.2 Pruebas de coagulación-floculación-sedimentación	41
3.2.1 Diseño experimental	41
3.2.2 Procedimiento experimental	43
3.2.2.1 Determinación de la dosis mínima	43
3.2.2.2. Determinación del mejor pH	43
3.2.2.3 Determinación de la mejor Dosis	45
3.3. Pruebas de adsorción con carbón activado	45
3.3.1 Diseño experimental	45
3.3.2 Características de los carbones activados utilizados en el estudio	46
3.3.3 Procedimiento experimental	48
3.3.3.1 Determinación de la capacidad de adsorción de los diferentes carbones	48
3.3.3.2 Determinación del efecto del pH	49
3.4. Técnicas analíticas y equipos empleados	49

4 Resultados	50
4.1 <i>Caracterización del agua residual</i>	50
4.2 <i>Pruebas de coagulación-floculación-sedimentación</i>	50
4.3 <i>Pruebas de adsorción con carbón activado</i>	60
4.4 <i>Comparación entre los resultados de los tratamientos utilizados en este estudio bajo las mejores condiciones</i>	81
5 Conclusiones	82
6 Referencias	86
ANEXO	90

Índice de Tablas

Tabla 1. Clases de colorantes y las fibras por las cuales tienen afinidad	12
Tabla 2. Sedimentación de partículas	19
Tabla 3. Efecto de grupos funcionales en la adsorbabilidad	31
Tabla 4. Características de diferentes adsorbentes	34
Tabla 5. Repartición de poros de un carbón activado	36
Tabla 6. Características de los coagulantes empleados en el estudio	43
Tabla 7. Propiedades típicas de los carbones activados usados en este estudio.....	47
Tabla 8. Parámetros y técnicas analíticas empleadas	49
Tabla 4.1 Caracterización del agua residual modelo	50
Tabla 4.2 Remociones del color obtenidas a un pH de 4 con los diferentes coagulantes y sin coagulantes con una simple acidificación	54
Tabla 4.3 Parámetros del modelo de adsorción Freundlich	79
Tabla 4.4. Parámetros del modelo de adsorción de Langmuir	80
Tabla 4.5. Valores de R para diferentes carbones	80
Tabla A1 Mejores dosis de coagulantes	91
Tabla A2 Prueba de coagulantes con polímeros	91
Tabla A3 DQO y Color finales para las pruebas de adsorción a diferentes dosis	92
Tabla A4 Precios para los productos utilizados en las pruebas de coagulación-floculación-sedimentación.	92
Tabla A6 Precios para los carbones activados empleados en este estudio	92

Índice de Figuras

Figura 1. Tren de tratamiento convencional para remoción de color	16
Figura 2. Relación entre tamaños de partículas y tratamiento adecuado	20
Figura 3. Diferentes tipos de curvas de adsorción	24
Figura 4. Representación típica del modelo de Langmuir	25
Figura 5. Representación gráfica del modelo de Freundlich	27
Figura 6. Aparato para pruebas de jarra.	44
Figura 4.1 Efecto del pH sobre la remoción de color en la prueba de coagulación-floculación-sedimentación.	52
Figura 4.2. Remoción de color obtenidos con diferentes dosis de los coagulantes al mejor pH obtenido para cada uno de ellos.	55
Figura 4.3 . Remoción de DQO para cada uno de los coagulantes utilizados el mejor pH para cada coagulante.	56
Figura 4.4. Prueba de coagulación-floculación-sedimentación con la aplicación del polímero DC-491 parámetro evaluado color.	58
Figura 4.5. Prueba de coagulación-floculación-sedimentación con la aplicación del polímero DC-491, parámetro evaluado DQO	59
Figura 4.6. Variación del color en la primera serie de pruebas de adsorción con carbón activado granular mineral.	61
Figura 4.7. Resultados de la segunda serie de pruebas de adsorción con carbón activado granular mineral	62
Figura 4.8. Variación de la DQO en la primera serie de pruebas de adsorción con CAGM	63
Figura 4.9. Resultados de la variación de DQO en la segunda prueba de adsorción con CAGM	64
Figura 4.10. Variación del color en la primera serie de las pruebas de adsorción con carbón activado granular vegetal.	64
Figura 4.11. Resultados de la segunda prueba de adsorción con CAGV para la variación de color.	65
Figura 4.12. Variación de la DQO para la primera serie de pruebas con CAGV	66
Figura 4.13. Variación de la DQO en la segunda serie de pruebas con CAGV	67
Figura 4.14. Variación del color para la primera serie de pruebas de adsorción con carbón activado mineral en polvo.	68

Figura 4.16. Resultados de la variación de color para la segunda serie de pruebas de adsorción con CAPM.	69
Figura 4.16. Resultados típicos en la remoción de color mediante el sistema PACT.	70
Figura 4.17. Variación de la DQO en la primera serie de pruebas de adsorción con carbón activado mineral en polvo.	71
Figura 4.18. Variación de la DQO para la segunda serie de pruebas de adsorción con CAPM.	72
Figura 4.19. Influencia del pH en las pruebas de adsorción con carbón activado.	73
Figura 4.20. Comparación de las dosis en la remoción de color.	75
Figura 4.21. Comparación de las dosis empleadas para cada uno de los carbones en la remoción de la DQO.	76
Figura 4.22. Comparación de las remociones de color y DQO obtenidas con los tres carbones activados estudiados.	77
Figura 4.23. Isooterma de Freundlich para el agua residual de una industria textil con colorante negro sulfúreo GPD-LIQ-NS.	78
Figura 4.24. Isooterma de Langmuir para el agua residual de una industria textil con colorante negro sulfúreo GPD-LIQ-NS.	79

Resumen

La industria textil es una de las más arraigadas en México, sus grandes consumos de agua, la aplicación de productos diversos tales como, suavizantes, gomas, acondicionadores, antiespumantes, colorantes y pigmentos hacen que las descargas de esta industria sean muy complejas y difíciles de tratar.

Debido a sus altas concentraciones de DBO, altas temperaturas, pH, y gran colorido, estas descargas constituyen una fuente potencial de contaminación y de alteraciones al equilibrio ecológico de los cuerpos receptores cuando son descargadas. Por esa razón éstas deben ser sometidas a tratamiento antes de ser vertidas.

El color que pueden tener estas descargas, proviene principalmente de la utilización de materias primas tales como, colorantes (en sus diversas clasificaciones) y pigmentos; ocupados principalmente en los procesos de tejido y acabado de telas. Siendo estos procesos los que aportan la mayor cantidad de efluentes coloridos con altos valores de pH.

El objetivo de este trabajo es determinar la eficiencia de remoción del colorante negro sulfuroso GPD-LIQ-NS, empleado dentro de una industria textil, utilizando los métodos de coagulación-floculación-sedimentación y adsorción con carbón activado.

Las pruebas realizadas al colorante negro sulfuroso con coagulación-floculación-sedimentación, determinaron que bajo condiciones ácidas los coagulantes estudiados no aportaron resultados favorables, ya que el efecto de remoción de color es debido a la acidificación del agua, sin embargo al contener el agua residual sulfuroso, estos son

desprendidos a la atmósfera al momento de acidificar. En los intervalos de pH de 8 a 10 (alcalinos), existe una exportación significativa de los coagulantes, los mejores coagulantes utilizados fueron el PAX XL19 y el $Al_2(SO_4)_3$ con dosis de 50 mg/L a pH=8. La aplicación del polímero catiónico DC-491 mejora el proceso al ser aplicado junto con el PAX XL19, para el resto de los coagulantes no es recomendable su uso.

En la adsorción con carbón activado, los resultados con dosis altas, muestran remociones en los primeros 30 minutos para los carbones granulares mineral y vegetal. El carbón mineral en polvo, fue el más efectivo para la remoción de color en la muestra de agua residual con la que se trabajó. La remoción de DQO, solo alcanza valores del 50% de remoción.

En el aspecto económico, el proceso de coagulación floculación es el más viable ya que los costos son más bajos que aquellos estimados para las pruebas de carbón activado.

Introducción

Existen diferentes fuentes de contaminación de las aguas superficiales y subterráneas, estas son: Aguas residuales industriales, aguas residuales domésticas, de origen agrícola, etc. De entre estas, son quizás las aguas residuales industriales las que presentan mayor afectación a los ecosistemas acuáticos, y una de las principales razones es la constitución química de estas aguas.

Dentro de las aguas residuales industriales, se encuentran las provenientes de la industria textil, la cual, utiliza dentro de sus procesos numerosos productos como pueden ser, gomas, acondicionadores, antiespumantes, colorantes y pigmentos, sus descargas de aguas residuales contribuyen a que la contaminación del agua se magnifique debido a que parte de estos productos se van contenidos en el agua residual.

A partir de 1998, la industria textil ha registrado un crecimiento en cuanto a sus instalaciones y al número de empleos que por ella son proporcionados. Durante ese año la industria textil, generó más de 12,857 fuentes de trabajo. Clasificada dentro del subsector industrial 32 referente a textiles, prendas de vestir e industria del cuero, la industria textil representa el 2.25% de la industria manufacturera a nivel nacional.

Los colorantes y pigmentos son usados dentro de la industria textil, para dotar a las telas y fibras de una amplia gama de colores, dependiendo de los requerimientos del cliente. Sin embargo, estos colorantes además de impartir color a la tela son descargados en las aguas residuales, generando así un agua colorida.

Los residuos de colorantes y pigmentos que se encuentran en esta agua residual, tales como aceites y grasas, cromo total, fenoles, sulfuros, color y pH; son inertes y pueden ser tóxicos a las concentraciones que son descargados en los cuerpos receptores, los cuales pueden ser ríos, barrancas, lagos entre otros.

El color dado a las aguas por colorantes y pigmentos causa problemas ambientales (Nassar, 1995), principalmente por tres medios, el primero de ellos, es el factor estético, el segundo de ellos es que aún a bajas concentraciones de colorantes las aguas naturales adquieren colorido, y el tercero es la reflexión de la luz y el impedimento al paso de la luz que un agua colorida produce en las aguas naturales, al evitar el paso de la luz, los ecosistemas acuáticos, corren el riesgo de morir porque se ven alteradas sus condiciones de hábitat.

Las aguas residuales de la industria textil, han sido tratadas con diversos procesos que incluyen desde lagunas de oxidación hasta procesos muy avanzados de oxidación, el tratamiento elegido dependerá en gran parte del tipo de compuesto y de agua que se quiere remover o tratar. Así, se tiene conocimiento del uso de técnicas electroquímicas para reducción de la demanda bioquímica de oxígeno, grasas y aceites, cromo y color; procesos de neutralización, para nivelar el pH; coagulación-sedimentación; cloración, oxidación química vía ozono, peróxidos o radiación ultravioleta, todos activados, lagunas de estabilización; tratamientos anaerobios; adsorción en carbón activado y lignita; ultrafiltración, nanofiltración, y el uso de resinas.

Debido a que los colorantes sulfurosos son poco estudiados en las técnicas de tratamiento de aguas residuales, se decidió investigar sobre el tratamiento de un colorante sulfuroso empleado dentro de la industria textil. Así mismo, debido a las

características de las instalaciones de tratamiento con las que cuenta la empresa que proporcionó el agua para este estudio, se decidió estudiar los tratamientos de coagulación-floculación-sedimentación y de adsorción con carbón activado cada uno de ellos empleando tres tipos de reactivos diferentes (coagulantes y carbones).

Este estudio tiene como finalidad el determinar la eficiencia de remoción del colorante negro sulfuroso GPD-LIQ-NS, empleado dentro de una industria textil, utilizando los métodos de coagulación-floculación-sedimentación y adsorción con carbón activado.

1 OBJETIVOS

1.1 Objetivo General

Proponer un sistema de tratamiento para la remoción del colorante negro sulfuroso GPD-LIQ-NS, usado en el proceso de teñido, que minimice el daño que estos efluentes coloreados producen en los ecosistemas acuáticos.

1.2 Objetivos Específicos

- 1.2.1 Determinar la efectividad de los procesos coagulación-floculación-sedimentación y de la adsorción con carbón activado para la remoción del colorante negro sulfuroso GPD-LIQ-NS en el efluente del teñido de una industria textil.
- 1.2.2 Realizar la selección del mejor sistema de tratamiento con base en una comparación técnico-económica.

1.3 Alcances

- 1.3.1 Realizar la caracterización físico-química del efluente de teñido de una industria textil.
- 1.3.2 Determinar la aplicación de esta caracterización para otras plantas del giro textil.

2 ANTECEDENTES

2.1 Colorantes empleados en la industria textil

Los colorantes usados en la industria textil son de diversos tipos y pueden ser clasificados dependiendo de varios factores, tales como: su constitución química, clase de aplicación ó uso final. La clasificación primaria de los colorantes está basada en las fibras, sobre las cuales son aplicados, ya que la naturaleza química de cada colorante determina las fibras a las cuales tiene afinidad. La Tabla 1 muestra la mayoría de las clases de colorantes y el tipo de fibra por las cuales tienen afinidad. A continuación se dará una breve descripción de aquellos más comúnmente usados.

Tabla 1. Clases de colorantes y las fibras por las cuales tienen afinidad

Clase de colorante	Fibra
Ácido	Lana y nylon (poliamida)
Azóico	Algodón y celulosa (ver naftóles)
Básico	Acrílico, algunos poliésteres
Directo	Algodón, rayón, y otros celulósicos
Dispersos	Poliéster, acetato y otras fibras sintéticas
Reactivos a fibras	Algodón y otros celulósicos, lana
Mordantes (obsoletos)	Fibras naturales (debe pretratarse con metales)
Naftóles (azóicos)	Algodón rayón, y otras celulósicos
Brillantes ópticos	Varias (también llamados, brillantes fluorescentes)
Pigmentos	Todas (requieren el uso de almidones, ceras y acrilatos, igual que en pintura)
Solventes	Sintéticos, raramente usados comercialmente
A la azufre	Algodón y otras celulósicas
A la línea	Algodón y otras celulósicas

Fuente: Best Management practices for pollution prevention in the textile industry. EPA. 1995

Colorantes ácidos:

Son compuestos aniónicos solubles en agua, aplicados a nylon, lana, seda y algunas fibras acrílicas modificadas en medio ácido. Tienen uno o más grupos sulfónicos o ácidos carboxílicos en su estructura molecular. La afinidad con la fibra es el resultado de los enlaces iónicos entre la parte del ácido sulfónico del colorante y los grupos básicos amino en fibras de lana, seda y nylon. En ocasiones se utilizan mordentes para mejorar las propiedades del colorante. Estos pueden ser Cr, Sn, Cu y Al.

Colorantes Azoicos:

También son conocidos como colorantes naftol, se utilizan en fibras celulósicas (particularmente algodón), pero también pueden ser aplicados al rayón, acetato de celulosa, lino, yute, y algunas veces poliéster. Los colorantes azo, son formados por dos grupos químicos reactivos. El uso de los colorantes azoicos ha venido declinando en los últimos años, debido a los costos de aplicación y a las demandas de la presencia posible de naftilaminas carcinógenas en el efluente (EPA, 1996).

Colorantes Básicos (catiónicos)

Los colorantes básicos fueron la primera clase de colorantes sintéticos. Los colorantes básicos, rara vez son usados para tejido de fibras naturales debido a que poseen bajas propiedades de detención en la fibra y a que necesitan usar mordentes.

Exhiben alta toxicidad en el agua, pero si son aplicados apropiadamente, se consumen casi al 100%. Los problemas están más relacionados con un manejo inapropiado, limpieza de derrames y otros.

Colorantes Directos:

Los colorantes directos son solubles en agua, compuestos aniónicos ampliamente usados para colorear papel, pero también para teñir algodón, rayón, yute, seda y nylon. El término "directos" se refiere a que estos colorantes pueden ser aplicados sin necesidad de utilizar mordentes.

Los colorantes directos son más económicos que los reactivos o los de tina pero su uso ha venido declinando debido a que los reactivos han ido ganando popularidad. Son benéficos desde el punto de vista de prevención ecológica, debido a que los colorantes directos utilizan bajas cantidades de sales y otros materiales ofensivos, en comparación con los colorantes reactivos (EPA 1996).

Colorantes Dispersos:

Los colorantes dispersos, son aplicados como una dispersión de finos polvos en el baño de tejido, debido a que tienen baja solubilidad en el agua. Se necesitan altas temperaturas y presiones súper atmosféricas para su aplicación. Esto reduce la necesidad de utilizar catalizadores químicos. Se utilizan para teñir poliéster y otras fibras sintéticas.

Pigmentos:

Los pigmentos difieren de los colorantes en que ellos:

- Permanecen insolubles durante la aplicación
- No tienen afinidad por las fibras
- Requieren el uso de almidones, caseína y acrilatos, conocidos en el mercado como binders.
- No reaccionan con las fibras.

Colorantes al azufre:

Son principalmente usados para teñir algodón y rayón. La síntesis de colorantes al azufre está basada en la reacción a altas temperaturas de compuestos orgánicos que contengan grupos nitro o amino con azufre o sulfito de sodio. Los colorantes contienen azufre tanto en la parte integral del grupo cromóforo y como cadenas de polisulfito.

Colorantes a la tina:

Son aplicados por agotamiento o en métodos continuos. Pueden ser aplicados directamente al agua, agregando la forma "leuco" reducida o reducidos con un agente reductor tal como hidrosulfito de sodio

2.2 Tratamientos empleados en efluentes textiles

Los procesos utilizados para el tratamiento de los efluentes de las industrias textiles pueden ser clasificados como primarios, secundarios o terciarios. Dentro de éstos existen procesos físico-químicos, bio-químicos, predominantemente físicos (sedimentación), predominantemente químicos (neutralización, oxidación). El tratamiento primario incluye operaciones como el cribado, procesos como la neutralización, y sedimentación. El propósito del tratamiento primario es remover la materia suspendida (incluidas grasas y aceites) y homogeneizar flujos y concentraciones. En la medida en que sea removida la materia suspendida, la DBO o DQO se reduce.

El tratamiento biológico se utiliza para remover materia orgánica disuelta (medida en términos de DBO o DQO) para satisfacer los límites de la descarga. Los métodos físico-químicos avanzados se utilizan para remover materia suspendida que no pudo ser

estabilizada fácilmente, como por ejemplo sustancias tales como el cromo o fenoles. Ejemplos de tales procesos son: desinfección, remoción de nitrógeno y fósforo, coagulación – floculación, adsorción con carbón activado. Los procesos físico-químicos pueden ser precedidos por un tratamiento biológico para aumentar su efectividad. (Marmagne, 1996)

Para seleccionar el esquema óptimo de tratamiento para el efluente del proceso, deben considerarse una serie de puntos, que aseguren la factibilidad financiera y su efectividad.

- ✓ Identificar las mezclas de pigmentos, grasas y solventes en las aguas para separar corrientes
- ✓ Identificar todas las fuentes de químicos (tales como colorantes, solventes, etc) que pueden ser tóxicos para los sistemas de tratamiento biológicos y tratarlos separadamente.
- ✓ Identificar fuentes que produzcan materiales de espuma (tales como detergentes) y cualquier medida que se requiera para proteger la operación de los sistemas de tratamiento biológico aerobio y/o anaerobio.

2.3 Remoción de color

La remoción de color puede realizarse con técnicas, tales como: coagulación química, adsorción con carbón activado, ozonación e hiperfiltración. Coagulantes como el alumbre y el sulfato férrico aplicado en dosis de 300 a 600 mg/L y cal en dosis de 300 a 600 mg/L puede remover del 75 a 90% del color (UNEP, 1994). Así mismo se han realizado pruebas de coagulación en aplicando sulfato de aluminio ($Al_2(SO_4)_3$) y cloruro férrico ($FeCl_3$) en solución de 10,000 ppm en ambos casos (Water & Research, 1999).

La adsorción es un método eficiente y muy popular para el abatimiento del color. Dentro de los adsorbentes conocidos que son capaces de remover el colorante de los efluentes textiles se incluyen: carbón activado, tierra fina parecida a la arcilla, ceniza fina y arcilla refractaria. El pH debe ajustarse a neutralidad y las partículas suspendidas deben removerse para una buena operación del proceso de adsorción. (IMTA, 1999)

Un esquema básico de tren de tratamiento para un efluente de la industria textil, que busque remover el color, puede estar formado por los elementos mostrados en la Figura 1 (Marmagne & Costa, 1996)

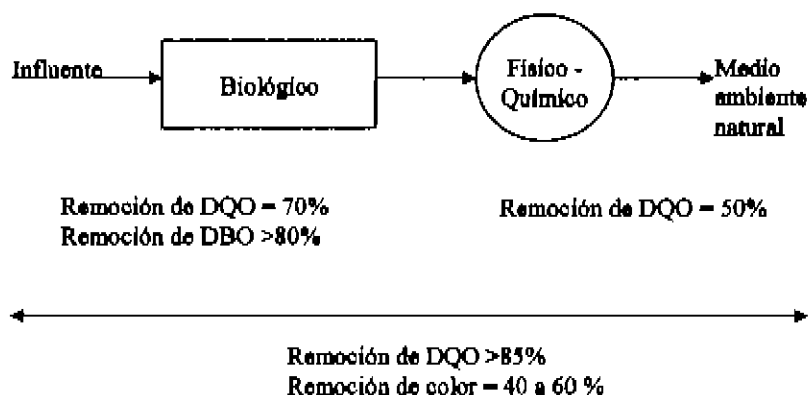


Figura 1. Tren de tratamiento convencional para remoción de color. Fuente: Marmagne & Coste, 1996, en American Dyestuff Reporter.

El color residual está generalmente relacionado con colorantes insolubles los cuales tienen baja biodegradabilidad. Esto puede conocerse mediante las relaciones DQO/DBO que presentan. A continuación se realizan comparaciones entre los diferentes tipos de tratamientos para colorantes dados.

- **Procesos biológicos:** No son muy usados debido a los largos períodos de adaptación que necesitan los microorganismos para aclimatarse y a la baja biodegradabilidad de los colorantes (Marmagne & Coste, 1996).
- **Coagulación floculación:** Considerado como uno de los métodos más antiguos de remoción de color, ha arrojado los siguientes resultados:
 - I. **Colorantes básicos (catiónicos):** No coagulan del todo; hacen que la remoción por métodos físico- químicos (coagulación – floculación) sea imposible (Marmagne & Coste, 1996).
 - II. **Colorantes ácidos, directos, a la tina, con mordentes, y reactivos,** usualmente coagulan, pero el floculo resultante es de una baja calidad lo que hace que no sedimenten bien después de la introducción del floculante. Así que, el tratamiento de coagulación floculación producirá bajos resultados. No es del todo inconcebible que esto sea una ventaja para los procesos de membrana.

III. Colorantes dispersos y el azufre coagulan bien y sedimentan fácilmente, gracias a la formación de floculos de alta calidad. La remoción de color es prácticamente completa. Así que la eficiencia para un proceso de coagulación floculación es excelente para este tipo de colorante.

- **Procesos de membrana:** Desde el punto de vista de reuso del agua, las técnicas de membrana ofrecen beneficios. Pruebas que involucran microfiltración han sido conducidas sobre filtros de 0.45 μm tamaño de poro. Una gran proporción de colorantes dispersos y a la tina son removidos por membranas de microfiltración con un tamaño de poro de 0.45 μm (Woemer, 2000). El porcentaje de remoción de otros colorantes en esta membrana es pequeña o nula. La ultrafiltración produce una completa remoción de color para todas las clases de colorantes, pero es necesario proporcionarles mucho mantenimiento para prevenir que la membrana se tape, lo que pueda suceder muy rápidamente. Naturalmente la nanofiltración, también produce una completa remoción de color, pero con menos ensuciamiento de la membrana. La desventaja es la producción de un lodo altamente concentrado, al cual se le debe de dar un tratamiento antes de disponerlo.
- **Tratamiento de adsorción con carbón activado:** Se logran altos intervalos de remoción (arriba del 90%) usando carbón activado para colorantes Catiónicos, mordentes y ácidos (Ralfe, 1998). Para colorantes directos, el azufre, dispersos y reactivos, la eficiencia es moderada (arriba de 40%) o puede ser mejorada usando dosis altas de carbón activado (Ince, *et al.*, 2002). Para colorantes a la tina, la remoción del color es muy baja (debajo del 20%) (Marmagne & Costa, 1998) En lo que se refiere a la remoción de la demanda química de oxígeno ésta no excede del 30 al 40% (Arsalan, *et al.* 2000) Las desventajas de utilizar este tipo de tratamiento consiste básicamente en la transferencia del contaminante del agua residual a los residuos sólidos, así también como sus altos costos. (Kommüller *et al.*, 2002 y Sapci, 2001)
- **Oxidación con ozono:** La remoción de color es generalmente efectiva y bastante rápida usando ozono o diferentes procesos de oxidación avanzada (Kommüller, 2002). Dosis de 50 mg/L usualmente son eficientes para remover color para colorantes ácidos, mordentes, catiónicos, directos, reactivos y el azufre (Dalton, 1994). La ozonización a un pH alcalino, usualmente el pH del agua residual proveniente de la industria textil es altamente recomendable. (Arsalan, 2000).

Los colorantes dispersos y a la tina son generalmente difíciles de remover incluso con altas dosis de ozono. El tratamiento con ozono no es una solución eficiente para este tipo de colorantes (Marnagne & Coste, 1996).

2.4 Coagulación-floculación-sedimentación

Este proceso se emplea para lograr la remoción de los sólidos que se encuentran suspendidos en el agua siempre que su velocidad natural de sedimentación sea demasiado baja. Muchos de estos sólidos que no alcanzan a sedimentar pueden ser coloides.

Las partículas muy pequeñas, que tienen por lo menos una dimensión más pequeña que 1 micrón se denominan coloides. Algunas propiedades características de los coloides son:

- 1) Área superficial relativamente grande
- 2) Altos coeficientes de difusión
- 3) Intervalos de sedimentación bajos.
- 4) Difíciles de observar en el microscopio óptico.

Los coloides son clasificados en hidrofóbicos e hidrofílicos, resistiéndose los primeros a ser humedecidos por el agua; los segundos son fuertemente atraídos por el agua y, por tanto, difíciles de ser adsorbidos. Los coloides hidrofóbicos no reaccionan con el agua; la mayor parte de las cerámicas naturales son hidrofóbicas (NALCO, 1990). Los coloides hidrofílicos reaccionan con el agua: las sustancias que producen el color son hidrofílicas. De importancia en el tratamiento de agua es que los coloides hidrofílicos pueden reaccionar químicamente con el coagulante usado en el proceso de tratamiento. Debido a esto los tipos hidrofílicos requieren mayor cantidad de coagulante que los hidrofóbicos.

Los coloides son partículas que se encuentran estabilizadas por cargas eléctricas negativas sobre su superficie, haciendo que repele las partículas vecinas, como se repelen mutuamente dos polos magnéticos. Ya que esto impide el choque de las partículas y que formen así masas mayores, llamadas floculos, las partículas no se asientan. Los coloides siempre necesitan coagulantes para alcanzar un tamaño efectivo y una rapidez de asentamiento. En la Tabla 2, se puede observar los tamaños de algunas partículas así como sus velocidades de sedimentación.

Tabla 2. Sedimentación de partículas

Típico	mm	Micras	Area de la superficie (total)	Tiempo de sedimentación 1m de caída
Grava	10	10 000	3.14 cm ²	1 seg
Arena gruesa	1	1 000	31.4 cm ²	10 seg
Arena fina	0.1	100	314 cm ²	125 seg
Limo	0.01	10	0.314 m ²	108 min
Bacterias	0.001	1	3.14 m ²	180 hr
Materia coloidal	0.0001	0.1	31.4 m ²	755 días

Fuente: Faust & Aly, 1998

La estabilización de una partícula coloidal en el agua, depende de interacciones coloidales como: Las fuerzas de Van der Waals, repulsiones eléctricas, interacciones estéricas, puentes de polímeros. Las fuerzas de Van der Waals son las fuerzas de atracción entre átomos y moléculas. Las repulsiones eléctricas, dependen del potencial de superficie de las partículas (medido como potencial Z) y de la fuerza iónica de la solución. El efecto de las interacciones estéricas, depende de las cadenas de polímeros adsorbidas en el coluido (Stephenson, 2002).

La desestabilización de los coloides se logra mediante la adición de reactivos químicos llamados coagulantes y aplicando energía de mezclado.

El tamaño de la partícula es importante para la determinación del tratamiento que será empleado, así como veremos en la Figura 2, para las partículas que se encuentran suspendidas o en estado de coloides podemos explicar el proceso de coagulación-floculación.

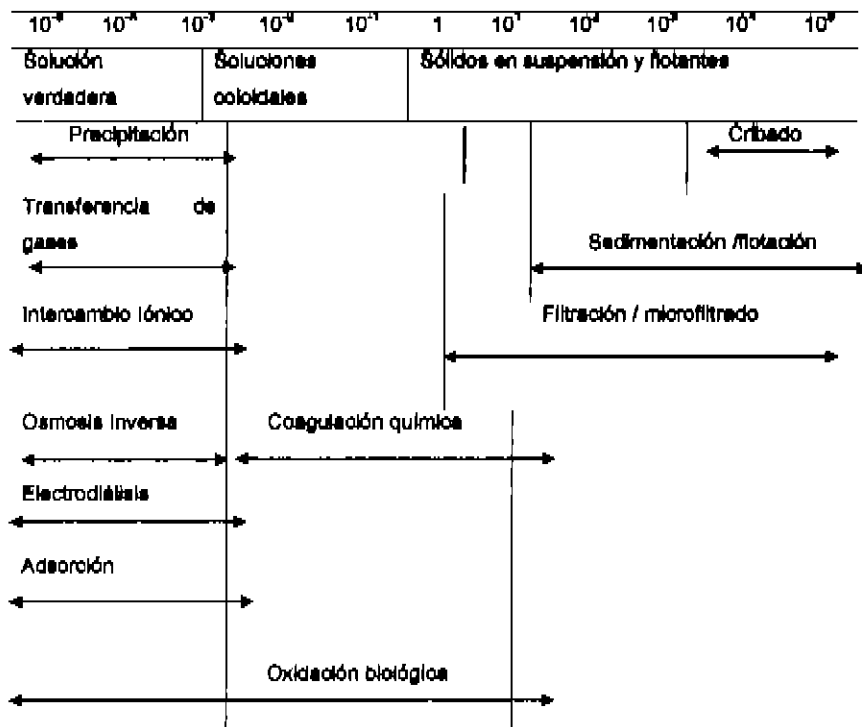


Figura 2. Relación entre tamaños de partículas y tratamiento adecuado. Fuente: Adaptación de Critas & Tchobanoglous, 2000

2.5 Adsorción

La adsorción física, es la adhesión de moléculas o coloides a las superficies de un sólido, (un adsorbente) sin que se lleve a cabo una reacción química. Este proceso define la propiedad de ciertos materiales de fijar en su superficie moléculas orgánicas de la fase líquida o gaseosa en la que se encuentran inmersos. En un sistema líquido-sólido, se pueden distinguir tres fases: la fase sólida (adsorbente inerte), el adsorbato (superficie) que es la fase formada en la superficie de un sólido y finalmente la fase líquida (volumen) (Jaroniec y Mahey, 1998).

El proceso de adsorción, consiste principalmente de dos procesos microscópicos elementales: la adsorción y la desorción. La transición de una molécula de la fase del líquido madre a la superficie del adsorbente es el fenómeno de adsorción, y la transición

de las moléculas en la dirección contraria es el proceso de desorción. (Jaronko y Madey 1988).

La adsorción en un sólido desde una solución, ocurre como resultado de una de las dos propiedades siguientes y que son características de un sistema disolvente-soluto-sólido, o una combinación de las mismas: (1) la afinidad del soluto con el disolvente, y (2) la afinidad del soluto por el sólido o adsorbente. Para la mayoría de los sistemas encontrados en el tratamiento del agua y agua residual, la adsorción tiene lugar por una acción combinada de estas fuerzas.

La afinidad del soluto con el disolvente, se manifiesta en el grado de solubilidad de la sustancia disuelta, y es con mucho, el factor más importante para determinar la intensidad de la primera de las dos fuerzas impulsoras. Entre mayor atracción experimente una sustancia por el disolvente, existe menor posibilidad de que se traslade hacia una interfase para ser adsorbida. Por el contrario, una sustancia con poca afinidad con el disolvente, tendrá más posibilidades de ser adsorbida (Zurita, 1997).

En la adsorción, intervienen fuerzas que atraen a los adsorbatos de la solución hacia la superficie sólida. Estas fuerzas pueden pertenecer tanto a las categorías de la adsorción física (fisiorción) como a las de la quimisorción, tales fuerzas son: interacciones dipolo-dipolo, interacción de dispersión (fuerzas de London - van der Waals), puentes de hidrógeno. Los enlaces hidrofóbicos en muchos casos se ven favorecidos, debido a que la adsorción aumenta cuando la hidrofobicidad aumenta (Teh Fu Yen 1999). La retención también puede ocurrir por medio de precipitación, fijación y quimisorción, siendo estos últimos procesos poco reversibles (Masel, 1995).

El proceso de adsorción puede presentarse en forma irreversible o reversible, esta situación depende del tipo de enlace y la energía de formación involucrada entre el adsorbato y el adsorbente. De este modo, si los enlaces formados entre el adsorbato y el adsorbente son muy fuertes, es decir que involucran energías de formación mayores de 40 KJ/mol, el proceso de adsorción es casi siempre irreversible y se dice que ha tenido lugar una adsorción química o quimisorción. Por otro lado si la energía de formación es menor de 40 KJ/mol, es característica de enlaces débiles formados a partir de fuerzas de Van der Waals, se dice que ha tenido lugar una adsorción física o fisiorción. (Romero, 2000). Las moléculas adsorbidas de esta última manera se eliminan fácilmente, o son desorbidas por un cambio en la concentración de la solución, por esta razón se dice que el proceso es reversible.

Existen tres tipos principales de adsorción debidos a la afinidad del soluto por el sólido o adsorbente:

- ✓ **Adsorción por intercambio:** Resulta de una atracción electrostática entre los iones del adsorbato y iones cargados en la superficie del adsorbente.
- ✓ **Adsorción física:** Como se ha mencionado anteriormente este tipo de adsorción surge de las fuerzas de atracción de Van der Waals, la molécula adsorbida no está fija en un lugar específico de la superficie, sino más bien está libre de trasladarse dentro de la interfase. A veces también se le llama adsorción "ideal" (Zurita, 1997).
- ✓ **Adsorción química:** Resulta de la formación de una monocapa del adsorbato en la superficie del sólido, a través de las fuerzas de valencia residual de las moléculas superficiales. Las altas energías de adsorción se dan a que el adsorbato forma unos enlaces fuertes localizados en los centros activos del adsorbente (Eckenfelder, 1998).

2.8.1 Mecanismos de adsorción

El mecanismo por el cual se lleva a cabo el proceso de adsorción se realiza en cuatro etapas importantes, tres de transferencia y una de fijación (Weber y Smith, 1967):

1. Transferencia del adsorbato de la fase líquida externa hacia la fase líquida situada a la proximidad de la superficie del adsorbente;
2. Transferencia del adsorbato a través de la película líquida hacia la superficie del adsorbente;
3. Difusión del adsorbato al interior de los poros del adsorbente bajo el efecto de un gradiente de concentración;
4. Adsorción.

Algunos otros autores como Eckenfelder (1990), Crittenden (1987) y Reimers (1978), también han dedicado parte de sus investigaciones al estudio del mecanismo de adsorción. Eckenfelder (1990), propone solamente tres etapas consecutivas y coincide con Weber y Smith (1967) en los puntos dos al cuatro, en su estudio presenta los siguientes pasos: difusión de película, difusión porosa y reacción de adsorción. La primera de estas etapas es el transporte del adsorbato a través de una película superficial exterior del adsorbente. La segunda etapa consecutiva, con la excepción de una pequeña cantidad de adsorción que ocurre en la superficie exterior del adsorbente después del transporte a través de la película exterior, es la difusión del adsorbato dentro de los poros

del adsorbente. La última etapa es la adsorción del soluto en las superficies interiores que bordean los espacios porosos y capilares del adsorbente. (Reimers, 1976)

Cuando se logra el equilibrio en el proceso de adsorción, se ha alcanzado la capacidad de adsorción del adsorbente, lo cual puede representarse por medio de diferentes expresiones matemáticas.

2.5.2 Isotermas de adsorción

En un equilibrio termodinámico, el sistema de adsorbente, adsorbato, y solvente alcanzan un nivel mínimo de energía libre. Una isoterma de adsorción específica la concentración de adsorbato sobre el adsorbente como una función de la concentración de la solución y del adsorbato en solución. Una isoterma hace referencia a una temperatura donde existe un estado de equilibrio del adsorbato, adsorbente, soluto y solvente (Teh Fu Yen, 1999).

Las isotermas dan la dependencia entre la cantidad adsorbida y la concentración del adsorbente en la presión de equilibrio a temperatura constante; es decir expresan la cantidad de sustancia adsorbida por unidad de peso del adsorbente q , como una función de la concentración en el equilibrio C , de la sustancia que permanece en la fase líquida (Urquiza, 2000).

Comúnmente, la cantidad de material adsorbido se incrementa con el aumento de concentración del adsorbente, pero no es directamente proporcional (Stojko, 1982).

La construcción de las isotermas de adsorción, permite a los investigadores hacer inferencia y fijar las bases de ciertos modelos experimentales al comparar las isotermas obtenidas experimentalmente con las teóricas.

Por medio de las isotermas, se puede conocer la naturaleza del proceso de adsorción, así tenemos que, la quimisorción, debe continuar solamente mientras haya sitios vacantes disponibles en la superficie del adsorbente, y puede esperarse que termine con la formación completa de una capa monomolecular. Por otro lado, la fisisorción, es más parecida a un proceso de condensación, y puede proceder a la formación de una capa multimolecular (Wedler 1982).

La condición de la superficie del adsorbente (si es homogénea o heterogénea) también determina el tipo de isoterma de adsorción que se obtiene (Wedler, 1982). Las isotermas pueden ser derivadas por diferentes medios:

- 1) Desde un examen de la cinética;
- 2) Por consideración del equilibrio;
- 3) Con la ayuda de estadísticas termodinámicas.

Las relaciones isotérmicas de adsorción más comunes son las de Freundlich y de Langmuir. Para aplicaciones prácticas, la isoterma de Freundlich proporciona una correlación satisfactoria; además se utiliza ampliamente para describir el fenómeno de la adsorción en las aguas residuales industriales (Eckenfelder, 1998).

En la Figura 3, se muestran tres tipos diferentes de curvas de adsorción. Las curvas I y III, indican la relación no lineal característica de adsorciones favorables y desfavorables respectivamente. La curva II, representa la forma lineal característica de la adsorción (Weber, 1972).

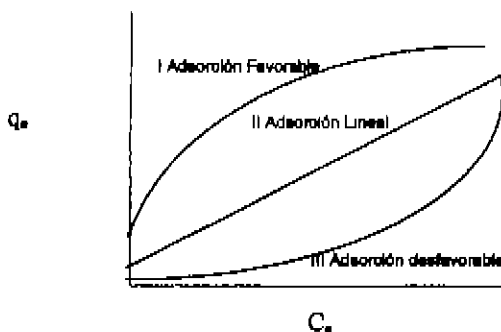


Figura 3. Diferentes tipos de curvas de adsorción

2.5.2.1 isoterma de adsorción de Langmuir

En la isoterma de adsorción de Langmuir se describe el equilibrio entre una superficie y una solución y se asume que la adsorción es reversible en términos de enlaces y que el soluto se adsorbe como una película monomolecular en la superficie del adsorbente (Teh Fu Yen, 1998). La superficie del adsorbente se considera estar compuesta de sitios individuales arreglados donde el adsorbato puede alojarse.

Esto es, el modelo está basado en las hipótesis de la existencia de sitios definidos de adsorción, de una energía de adsorción constante, de una superficie homogénea y de una interacción nula entre las moléculas adsorbidas. De acuerdo a la última hipótesis, la superficie del adsorbente se encuentra saturada por una monocapa de adsorbato, para concentraciones elevadas de soluto (Noll *et al.*, 1992; Tien, 1994).

La ecuación que describe el comportamiento del proceso de adsorción en una isotermia del tipo Langmuir viene dada por la siguiente expresión:

$$\frac{q}{q_m} = \frac{k_s C}{1 + k_s C} \quad (1)$$

donde

k_s = constante relacionada a la entalpía de adsorción;

q = concentración del soluto al equilibrio en la fase sólida (mg/g);

q_m = capacidad máxima de adsorción (mg/g) (cuando la monocapa está llena);

C = Concentración del soluto al equilibrio en la fase líquida (mg/L);

Gráficamente el modelo de Langmuir se representa en la Figura 4.

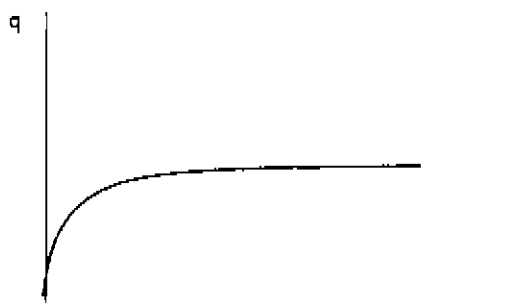


Figura 4. Representación típica del modelo de Langmuir

Otra forma de representar la ecuación de Langmuir y que permite poder calcular los valores de k_s y q_m es la siguiente:

$$\frac{C}{q} = \frac{1}{k_s q_m} + \frac{C}{q_m} \quad (2)$$

Este modelo tiene dos limitantes importantes:

1. Para bajas concentraciones de la fase líquida, esto se reduce a una isoterma lineal porque $k_0C \ll 1$; por lo tanto $q \rightarrow q_m k_0 C$ lo cual representa la ley de Henry (Límite de la ecuación de Langmuir)

2. A altas concentraciones $k_0C \gg 1$; por lo tanto, el valor de $q \rightarrow q_m$, lo cual representa la adsorción en monocapa. En este caso, la isoterma es horizontal. (Romero, 2000)

2.5.2.2 Isoterma de Freundlich

Basada en una formulación empírica, representa frecuentemente la adsorción en el equilibrio sobre un intervalo limitado en la concentración del soluto; esto es, asume que la frecuencia de sitios asociados con la energía libre de adsorción disminuye exponencialmente con el incremento de la energía libre. Una forma de expresar el concepto anterior es la siguiente:

$$\frac{x}{m} = X = KC_e^{1/n} \quad (3)$$

Donde

X = masa de soluto adsorbido o capacidad de adsorción del adsorbente en el equilibrio (mg/g)

m = masa de adsorbente

C_e = concentración en el equilibrio

K = relaciona la "adsorbabilidad" del contaminante y es la constante de capacidad de adsorción

1/n = refleja la facilidad o dificultad que tiene el carbón para remover un compuesto de una solución $n > 1$.

El valor de K puede tomarse como un indicador relativo de la capacidad de adsorción, mientras que 1/n es indicativo de la energía o intensidad de la reacción. La constante n es adimensional y generalmente mayor que la unidad (Bellm *et al.*, 1997).

El uso de esta relación puede ser limitada para aguas residuales complejas y concentradas, donde una porción significativa de las impurezas orgánicas puede no sujetarse a la adsorción (Zurita, 1997).

Gráficamente el modelo de Freundlich se representa en la Figura 5.

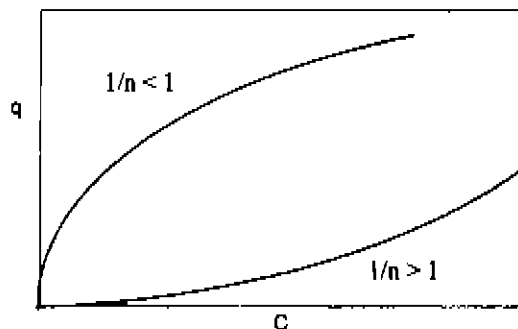


Figura 5. Representación gráfica del modelo de Freundlich

Transformando en logaritmos y graficando $\log q$ contra $\log C$, obtendremos una línea recta y de esta forma tanto k como n pueden ser evaluadas:

$$\log q = \log K + \frac{1}{n} \log C. \quad (4)$$

Las bases empíricas sobre las cuales se desarrolló el modelo de Freundlich, establecen que: la adsorción es de tipo físico, que no se verifica asociación de las moléculas después de su adsorción y que la superficie del adsorbente es heterogénea.

De acuerdo con la ecuación (3), la cantidad de soluto adsorbido aumentaría al infinito en relación directa con un aumento de la concentración en el líquido, lo cual representa una limitante del modelo.

Las constantes K y n son indicativas de la adsorbabilidad de los constituyentes del agua residual. Generalmente:

- ✓ K y n decrecen cuando se incrementa la complejidad del agua.
- ✓ Altos valores de K y altos valores de n , indican elevada adsorción en el intervalo de adsorción.
- ✓ Bajo valor de K y alto valor de n , indica una baja adsorción en el intervalo de adsorción.

- ✓ A bajo valor de n , o pendiente muy empinada, indica alta adsorción a concentraciones elevadas de soluto y baja adsorción a concentraciones diluidas del mismo.

2.6.2.3 Isotherma de adsorción de BET

Esta isoterma, surge como resultado de un estudio más amplio del modelo de Langmuir, propuesta por Brunauer, Emmet y Teller, supone un modelo de equilibrio multicapa. Esto quiere decir que sobre cada monocapa formada y que se comporta como el modelo de Langmuir, pueden formarse otras capas de diferentes grosores y que se encuentran en equilibrio entre sí. La formación de las capas subsiguientes a la primera capa, se asume estar relacionada al proceso de precipitación de condensación del adsorbato desde la solución hacia ya sea el sólido ó el líquido. Con la construcción de esta isoterma se puede determinar el área superficial de adsorbentes porosos.

La ecuación para la isoterma BET es:

$$\frac{q}{q_m} = \frac{k_o C}{(C_s - C) \left[1 + (k_o - 1) \left(\frac{C}{C_s} \right) \right]} \quad (5)$$

donde k_o es una constante relacionada con la energía de adsorción y C_s es la concentración de saturación del adsorbato para todas las capas en solución. Expresada en forma lineal, la ecuación queda de la siguiente manera:

$$\frac{C}{(C_s - C)q} = \frac{1}{k_o q_m} + \left(\frac{k_o - 1}{k_o q_m} \right) \left(\frac{C}{C_s} \right) \quad (6)$$

Con esta ecuación es posible calcular las constantes k_o y q_m graficando los valores de $C/(C_s - C)q$ contra (C/C_s) .

2.6.3 Factores que afectan el proceso de adsorción

Los factores que intervienen en el proceso de adsorción, afectando tanto la velocidad, como la capacidad de adsorción, son diversos y han sido determinados por Weber (1972) y Ford (1976). Estos factores son los siguientes:

-
- 1 Las características físicas y químicas del adsorbente;
 - 2 Las características físicas y químicas del adsorbato. La concentración del adsorbato en la fase líquida (solución);
 - 3 Las características de la fase líquida.

Dentro de cada uno de los tres grupos mencionados se encuentran diferentes propiedades de los adsorbentes, las cuales se mencionan a continuación.

1 Características físicas y químicas del adsorbente

Las características más importantes del carbón activado que influyen en el proceso de adsorción son: el área superficial, la estructura porosa, el oxígeno quimisorbido, la polaridad de superficie, la granulometría y la dureza (McGuire y Suffel, 1978).

a. Área superficial y estructura porosa.

Debido a que la adsorción es un fenómeno de superficie, la capacidad de adsorción del carbón activado es proporcional al área superficial específica, la cual puede definirse como la porción del área total que está disponible para la adsorción. La relación directamente proporcional es válida para áreas superficiales de hasta 1,500 m²/g. Para valores mayores, el aumento del área superficial se debe a la creación de microporos de diámetro inferior a 1 nm, dentro de los cuales se pueden fijar solamente las moléculas orgánicas más pequeñas (McGuire y Suffel, 1978).

b. Funciones oxigenadas de superficie

La presencia de grupos funcionales de superficie que contienen oxígeno aumenta la velocidad de adsorción aunque reduce la capacidad de adsorción de compuestos orgánicos (Gaid, 1981).

c. Granulometría

La reducción del tamaño de partícula aumenta la velocidad de adsorción, de acuerdo a una relación inversamente proporcional al cuadrado del diámetro de la partícula (Weber *et al.*, 1963). El tamaño de partícula del carbón activado es un factor importante en la cinética de adsorción debido a que ésta determina el tiempo necesario para la transferencia de solutos a los sitios de adsorción (Najm *et al.*, 1990).

d. Dureza.

Si la partícula del carbón no resiste a la abrasión durante el retrolavado y la regeneración, se pierde una cantidad importante de carbón en el sistema. Además, las partículas finas del carbón pueden causar problemas en el funcionamiento del lecho y los retrolavados serán más frecuentes (Gald 1981).

2. Características físicas y químicas del adsorbato

a. Estructura molecular

La mayoría de las aguas residuales son muy complejas y varían ampliamente en la adsorbabilidad de sus componentes. La estructura molecular afecta la adsorbabilidad como sigue:

- Los compuestos de cadena ramificada son menos adsorbibles que los compuestos de cadena lineal (Cruz, 1988); esto es debido a que al aumentar la longitud de la cadena decrece la solubilidad aumentando así la adsorbabilidad.
- Se ha observado que las moléculas grandes se adsorben mejor que las moléculas pequeñas que presentan una naturaleza química similar, debido a que las uniones soluto-soporte son menos numerosas y la energía de desorción más importante (Romero, 2000).

b. Grupos funcionales

Los grupos funcionales influyen en la adsorbabilidad de la molécula, en el caso de compuestos aromáticos. El exceso de carga negativa del átomo de carbón portador no favorece la capacidad de adsorción; mientras más grande sea ese exceso, más pequeña será la capacidad de adsorción. Por otro lado, en presencia de oxígeno molecular disuelto, ciertos compuestos tienden a polimerizarse sobre la superficie del carbón activado, lo que aumenta sus capacidades de adsorción. Este efecto de polimerización es función de los grupos funcionales de los solutos. Vidic *et al.*, (1990, 1993) observaron que mientras más fácil sea oxidar una molécula, mayor es la adsorción.

La Tabla 3 muestra en forma resumida la forma en la que afectan el proceso de adsorción algunos grupos funcionales.

Tabla 3. Efecto de grupos funcionales en la adsorbabilidad

Grupo funcional	Naturaleza de la influencia
Hidroxilo	Generalmente reduce la adsorbabilidad. El grado de la reducción depende de la estructura de la molécula que contiene el grupo.
Amino	Efecto similar al del grupo hidroxilo, pero un poco mayor. Muchos aminoácidos no son adsorbidos en un grado considerable.
Carbonilo	Los efectos varían dependiendo de la molécula que contiene el grupo.
Doble enlace	Los efectos son variables como con el grupo carbonilo
Halógenos	Efectos variables
Sulfónico	Generalmente disminuye la adsorbabilidad
Anillos aromáticos	Incrementan enormemente la adsorción
Nitro	Con frecuencia aumenta la adsorbabilidad

Fuente: Alan J. Rubin "Chemistry of Wastewater Technology", 1978

c. Solubilidad

La solubilidad del soluto se opone al fenómeno de atracción hacia el carbón activado. De esta manera, cualquier factor que favorezca la solubilidad de los compuestos orgánicos desfavorece su adsorción (Cruz, 1988).

Cuando la polaridad del adsorbato se incrementa, la solubilidad en el agua aumenta, y con ello la adsorbabilidad disminuye (Zurita, 1997).

d. Ionización

La ionización, no favorece la adsorción sobre carbón activado. De esta forma, los solutos fuertemente ionizados son ligeramente adsorbidos. Sin embargo, existen excepciones como en el caso de los iones de hidrógeno (Ford, 1978).

3. Características de la fase líquida

a. pH

El pH tiene un efecto directo sobre la ionización de los compuestos orgánicos y sobre los grupos funcionales del carbón activado que afectan de manera importante la adsorción (Gaid, 1981).

Por ejemplo, para valores bajos de pH, es la adsorción de ácidos orgánicos la que se ve favorecida mientras que para valores elevados de pH, es la adsorción de bases la que se ve favorecida (Ford, 1978). La selección del valor correcto del pH de la fase líquida determina la eficiencia del proceso de adsorción.

En general, la adsorción de los contaminantes orgánicos típicos del agua aumenta al disminuir el pH. En muchos casos esto puede obedecer a la neutralización de las cargas negativas en la superficie del carbón debido a la concentración de iones hidronio; por lo tanto se reduce el impedimento a la difusión y se hace disponible mayor superficie activa del carbón. Este efecto puede variar según el tipo de carbón, debido a que las cargas en las superficies del carbón dependen de la composición de las materias primas y de la técnica de activación (Zurita, 1997).

b. Temperatura

El proceso de adsorción es un fenómeno exotérmico. En consecuencia, este proceso se ve favorecido cuando la temperatura disminuye (Roda *et al.*, 1989). Zhou (1992) comprobó que las capacidades de adsorción para el fenol disminuyen de manera lineal con el aumento de la temperatura. Sin embargo, las pequeñas variaciones de temperatura no alteran considerablemente el proceso de adsorción (Gaid, 1981).

c. Mineralización

La influencia de la concentración de sales en el medio (determinada como fuerza iónica) sobre la adsorción de compuestos orgánicos depende de las especies iónicas presentes y de la ionización de los solutos, así como de las características de los carbones activados (Gaid, 1981).

Randket y Jepsen en 1962, observaron que un aumento en la concentración de sales favorece las capacidades de adsorción de moléculas orgánicas aniónicas, mientras

que la adsorción para las moléculas no ionizadas no está influenciada por la presencia de sales.

d. Oxígeno disuelto

El aumento en la concentración de oxígeno disuelto en el agua a tratar aumenta las capacidades de adsorción de compuestos como el fenol con respecto a sistemas totalmente desprovistos de oxígeno. Este fenómeno se debe a la polimerización de esas sustancias sobre la superficie del carbón activado. (Bortol *et. al.*, 1993; Vidlo y Cuidan, 1990).

e. Materia orgánica natural (MON)

Smith (1991) propone que los efectos de la materia orgánica natural sobre la adsorción se pueden atribuir a las interacciones del soluto con ella, soluto-carbón activado y la materia orgánica con el carbón activado. Por un lado, se puede producir una reacción de complejación entre el soluto y la MON, disminuyendo en consecuencia las velocidades y las capacidades de adsorción debido a un efecto estérico. Por otro lado, el complejo formado, puede favorecer la adsorción por un efecto de disminución de la solubilidad y un aumento de la hidrofobicidad del compuesto (Fabre, 1990). Por otra parte, los compuestos de la MON pueden entrar en competición con los solutos en cuestión sobre los sitios de adsorción disminuyendo la adsorción de estos últimos. De esta forma, las moléculas que constituyen la MON podrían bloquear el acceso a los poros disminuyendo de esta forma las capacidades de adsorción (Carter *et. al.*, 1992).

f. Adsorción de solutos mixtos

Debido a la complejidad de la constitución de las aguas residuales, cuando se aplica el proceso de adsorción para el tratamiento de esta agua, la adsorción de los compuestos se realizará como una mezcla en lugar de una adsorción simple. Este tipo de adsorción puede favorecer o no la capacidad de adsorción del carbón. Al igual que con la MON, se ha observado que durante la adsorción de solutos mixtos tiene lugar una inhibición mutua de la capacidad de adsorción, y efectos depresivos mutuos sobre las velocidades de adsorción; ya que la adsorción de una sustancia tiende a reducir el número de lugares abiertos, y por tanto reduce el adsorbente disponible para producir la adsorción de la otra substancia (Zurita, 1997).

2.5.4 Tipos de adsorbentes

Los adsorbentes empleados, pueden ser materiales en forma de polvo fino, o gránulos de 0.5 a 1.0 mm. Algunos de los carbones activados de uso frecuente son: antracita, carbones grasos o bituminosos, coque de petróleo, turba, madera y coco. En los adsorbentes, se emplea el área superficial como una medida de su efectividad. Los adsorbentes son porosos, y es importante el tamaño de los poros. Para el carbón activado, este número fluctúa entre 650 y 1000 m²/gr (Nalco 1990). Su alta actividad superficial es atribuida a los grupos químicos funcionales.

Desde 1930 Spaulding usó carbón activado en polvo para tratamiento de agua en New Milford, New Jersey. Star descubrió en 1929 la efectividad del carbón activado en polvo para la eliminación de sabor y olor producidos por microorganismos en Hamburg, New Jersey. Trowbridge removió fenol del abastecimiento de agua de Pittsburg con carbón activado en 1970. La aplicación de CAG a escala municipal se inició en City Bay Michigan en 1930. Desde entonces el desarrollo y aplicaciones del carbón activado han ido en aumento hasta convertirse en el adsorbente por excelencia (Tabla 1978).

Como se ha mencionado anteriormente, los adsorbentes son materiales porosos de alta área superficial. Existen adsorbentes inorgánicos como la alúmina activada ($Al_2O_3 \cdot nH_2O$ $n = 1 \text{ ó } 3$), con áreas de 200 a 400 m²/g; la sílica con áreas de 300 a 900 m²/g y las zeolitas que son principalmente aluminosilicatos. Dentro de los adsorbentes orgánicos se encuentra el carbón activado con áreas de 300 a 2600 m²/g. En la Tabla 4, se presenta un resumen de las características de diferentes tipos de adsorbentes empleados para el tratamiento de agua y aire.

Tabla 4. Características de diferentes adsorbentes

Adsorbente	Características	Uso comercial	Ventajas	Desventajas
Carbón activado	Superficie hidrofóbica, selectivo para orgánicos en aire y agua	Remueve contaminantes orgánicos en aire y agua	Barato, amplia gama de compuestos adsorbibles, reusable	Alto costo de regeneración una vez agotado
Alúmina activada	Adsorción hidrofílica	Principalmente secado de corrientes gaseosas	Mayor capacidad que ZT	Menor capacidad que otros adsorbentes

Adsorbente	Características	Uso comercial	Ventajas	Desventajas
Zeolita	Superficies hidrofílicas	Separación de contaminantes del aire, etc.	Separación basada en geometría	Mucho más costosa que el CA
Tamizada (ZT)	poros, canales regulares			

Fuente: Adsorption Building upon a solid foundation, Keller, 1988

2.5.4.1 Carbón activado

El carbón activado puede ser producido a partir de materiales como madera, lignina, lignito, carbón blando, pizarra, residuos de petróleo (hulla y coque), cáscara de coco y nuez, turba, etc. El material bruto utilizado tiene una influencia importante en la estructura macroporosa del carbón activado. (Holzel y Lentz, 1980 y Rook, 1983).

a) Métodos de fabricación

La preparación del carbón activado consiste en la carbonización pirólítica del material crudo y una activación subsiguiente. Durante la carbonización, los compuestos volátiles son liberados y los átomos del carbón se alinean para formar una estructura porosa durante el proceso de activación. El proceso de activación remueve carbón dando como resultado la estructura porosa y un gran área superficial interna.

La activación del carbón puede llevarse a cabo mediante métodos químicos y métodos físicos.

- Métodos químicos de activación:

Este método consiste en la mezcla de la materia prima con un agente químico deshidratado, el cual puede ser cal, ácido sulfúrico, cloruro de calcio, cloruro de Zinc, cloruro de Magnesio o ácido fosfórico. El producto es entonces calentado, posteriormente enfriado y el agente activante es extraído del carbón por disolución de dicho agente con un lavado apropiado (Geld, 1981).

- Métodos físicos de activación

Este tipo de activación comprende varios procesos que han sido estudiados por Mc Guire y Buffet, 1978; Nicholas y Paul Chermisinoff, 1993 y que son los siguientes:

- 1) Remoción de agua (Deshidratación);
- 2) Conversión de la materia orgánica a carbón elemental, eliminando la porción no carbónica (carbonización);

3) Desarrollo de la estructura porosa (activación).

Inicialmente, el material es calentado a 170°C para remover el agua. Temperaturas arriba de 170°C originan CO₂, CO y vapores de ácido acético. A temperaturas alrededor de 275°C, se forma metanol y otros productos. Aproximadamente el 80% del carbón elemental es formado por exposición prolongada a temperaturas entre 400 – 600°C. La activación se lleva a cabo con el uso de vapor de agua o CO₂ como agente activante. El vapor sobrecalentado a 750 – 950°C pasa a través del carbón quemado eliminando los productos de la carbonización y desarrolla la estructura porosa. (Romero, 2000)

b) Propiedades del carbón activado

- Propiedades físicas

Un factor importante en el proceso de adsorción sobre carbón activado es la estructura porosa del carbón activado. La forma en la que los poros están distribuidos en la estructura del carbón ha sido estudiada por Dubinin, quien en 1955 presenta la distribución de los poros mostrada en la Tabla 5.

Tabla 5. Repartición de poros de un carbón activado

Tipo de poros	Diámetro de poros (Å)	Volumen poroso (cm ³ /g)	Área másica (m ² /g)
Microporos	20-100	0.20-0.60	400-1500
Mesoporos	100-1000	0.02-0.010	20-70
Macroporos	>1000	0.20-0.80	0.5-2.0

Fuente: Dubinin, 1955

Tomando en cuenta esta clasificación, los poros se encuentran agrupados en microporos, mesoporos y macroporos. Los macroporos pueden ser considerados como fisuras, y no juegan un papel importante en la adsorción. Los mesoporos, también llamados poros de transición, tienen importancia sobre todo a nivel de la cinética de adsorción, en efecto, los mesoporos representan las vías de acceso de los solutos hacia los microporos, lugar donde se lleva a cabo principalmente la adsorción (Le Cloirec y Martin, 1984).

La capacidad de adsorción es la efectividad del carbón para remover del agua residual los constituyentes deseados tales como DQO, color, fenol, etc. Se han empleado diversas pruebas para determinar esta capacidad de los carbones y éstas están relacionadas a la estructura porosa del carbón. Las pruebas antes mencionadas son:

- ✓ El número de fenol, se usa como un índice de la capacidad del carbón para remover compuestos causantes de sabor y olor.
- ✓ El número de yodo relaciona la capacidad del carbón activado para adsorber sustancias de bajo peso molecular. Esta relacionado con los mini-microporos (5-15 Å) (LeClourec y Martín 1984).
- ✓ El número de melaza, se relaciona con la capacidad del carbón para adsorber sustancias de alto peso molecular. La estructura porosa con la cual se relaciona esta índice en base a la clasificación dada por Le Clourec son los maxi microporos (25 -100 Å).
- ✓ El índice de azul de metileno, toma en cuenta la totalidad de los maxi-microporos y los microporos medianos (15 – 25 Å).

En general, los números elevados de yodo serán más efectivos en las aguas residuales con compuestos orgánicos predominantemente de bajo peso molecular, mientras que un número elevado de melaza será más efectivo para aguas residuales con compuestos orgánicos de alto peso molecular.

- Propiedades químicas

1.- **Funciones de superficie:** Este tipo de grupos presentes en la estructura del carbón dependen del tipo de activación que se haya llevado a cabo en el proceso de fabricación del carbón. Los grupos principales son las funciones de superficie ácidas y las funciones de superficie básicas. Para las funciones de superficie ácidas Boehm (1966), propone cuatro subgrupos los cuales son ácidos carboxílicos, lactonas, fenoles, carbonilos. Para el caso de las funciones básicas, se han propuesto dos subgrupos: la función oromera y la función pirona.

Las funciones de superficie (ácidas o básicas) contribuyen a impartir un carácter hidrófilo al carbón. Estos grupos proporcionan también sitios de adsorción para los compuestos polares, por interacciones dipolo-dipolo o ion-dipolo (Gaid, 1981).

2.- **Compuestos minerales:** La presencia de los compuestos minerales en el carbón activado depende de la materia prima y del proceso utilizado para su fabricación.

Se ha observado la presencia de iones tales como el calcio, cobre, fierro, níquel, sodio, magnesio, silicio y aluminio (Geld, 1981).

3.- Poder reductor: El carbón activado presenta tres propiedades esenciales: un poder adsorbente, un papel de soporte bacteriano y un poder reductor ligado a la importante deslocalización de electrones en el seno de su estructura.

Este adsorbente descompone por reacción química (y no por adsorción) las sustancias fuertemente oxidantes como el cloro libre, el ozono y el permanganato de potasio (Flessinger, 1979).

c) Clasificación del carbón activado

En base a su estructura podemos clasificar a los carbonos activados en carbón activado en polvo (CAP) y carbón activado granular (CAG) y dependiendo de esto se emplean de distinta forma. Así tenemos que, el CAP, se emplea en reactores de mezclado, en donde los requerimientos esenciales son la disponibilidad de filtrar y la densidad de la solución. El CAG es usado en configuración de columnas, en donde los criterios principales para su uso son la dureza y las propiedades de tamaño de partícula.

Químicamente, el carbón activado puede ser de dos tipos, del tipo alta temperatura (carbón H) o del tipo de baja temperatura (carbón L). El carbón H, puede adsorber ácidos fuertes, mientras que por otro lado, el carbón activado tipo L, puede ser utilizado para adsorber bases.

- Carbón activado granular (CAG)

Para agua superficiales, el carbón activado granular, ha sido usado principalmente en el control de olores y sabores. No obstante, este carbón puede ser usado para remover compuestos orgánicos sintéticos en aguas superficiales y subterráneas. Debido a que el CAG es relativamente caro, es necesario utilizarlo tanto tiempo como su capacidad de adsorción lo permita.

En el tratamiento de aguas, el reactor que se utiliza para poner en contacto el carbón activado granular con el agua contaminada es llamado filtro de carbón activado granular.

- Carbón Activado en polvo

El carbón activado en polvo ha sido ampliamente empleado en plantas potabilizadoras de agua para remover olores y sabores. El proceso con el carbón activado en polvo, involucra el contacto entre el adsorbente y la solución a tratar. Después del tiempo de contacto determinado es necesario separar el adsorbente (carbón), para lo cual se utilizan procesos físico-químicos tales como: coagulación-floculación, sedimentación o filtración.

Las principales desventajas que presenta el uso de este tipo de carbón son los concernientes a la separación del agua tratada y el adsorbente.

Las velocidades de adsorción con CAP son rápidas, debido al pequeño tamaño de las partículas y a las condiciones de mezclado intenso. La rapidez de adsorción es una función de las características de la partícula en particular del tamaño, las características del adsorbato, las condiciones del mezclado, incluyendo la velocidad de mezclado y la incorporación del CAP en los flocúlos.

2.5 Colorante negro sulfuroso GPD-LIQ-NS

El agua proveniente de la industria modelo seleccionada, utiliza en su proceso de tefido el colorante negro sulfuroso GPD-LIQ-NS, el cual pertenece a la familia de los colorantes al azufre, algunas de las características de este tipo de colorantes han sido presentadas con anterioridad en este estudio, retomaremos solo algunas de ellas.

Los colorantes al azufre son obtenidos por calentamiento de una variedad de compuestos orgánicos con azufre o polisulfuros ciclínicos. Estos procesos son conocidos como sulfurización o tionación y producen sustancias de una constitución química indeterminada. A diferencia de la mayoría de los colorantes a los colorantes al azufre no se le pueda asignar una fórmula estructural y no es siquiera posible asignarles un grupo cromóforo preciso.

Sin embargo, gracias a las investigaciones realizadas por Gnehm y Kaufner, Herz, Fierz-David *et. al.*, y Zerweck *et. al.*, (publicadas en el Colour Index) sobre la caracterización de los grupos representativos en los colorantes al azufre, se ha demostrado que algunos de los colorantes comerciales más importantes contienen como cromóforos, estructuras aniladas de thazol, tiazona (3H-tiofenotiazina-3-ona) o bantreno.

El nombre no comercial del colorante presente en el agua residual modelo es el colorante Sulphur Black I, con número de color Index de 53155. El compuesto inicial para producir el colorante negro sulfuroso GPD-LIQ-NB es el 2,4-dinitrofenol.

La fórmula empírica para el colorante ha sido planteada como $C_{24}H_{16}N_4O_8S_7$ ó $C_{24}H_{16}N_4O_8S_8$.

3. METODOLOGIA

Con base en las metas propuestas para el trabajo y en los alcances a los que se pretende llegar, la metodología consideró la siguiente secuencia de actividades: Caracterización del agua residual modelo, realización de pruebas de tratabilidad para el estudio de la efectividad de los procesos coagulación-floculación-sedimentación y adsorción con carbón activado, análisis de resultados, conclusiones y recomendaciones. A continuación se presentan detalles de los procedimientos y de los diseños experimentales utilizados.

3.1 Caracterización del agua residual modelo

El agua empleada en este estudio, provino de una industria textil dedicada al tejido y acabado de telas, ubicada en el estado de Morelos dentro del municipio de Jiutapac. En esta empresa se utiliza el método de tejido con Jiggers, el cual consiste en un tejido por lotes en líneas donde se vierte el colorante acondicionado para utilizarlo en el tejido. Utiliza diversos colorantes, sin embargo, el agua residual de este estudio procede del proceso de tejido y contiene residuos de colorante gastado negro sulfuroso GPD-LIQ-N6. Se escogió este colorante debido a que en reuniones sostenidas con los directivos de la empresa se encontró que esta agua residual era la que mayores problemas presentaba debido a la persistencia del colorante. La industria textil proporcionó el agua residual procedente de su proceso de tejido con el colorante negro sulfuroso GPD-LIQ-N6. Dicha agua se caracterizó con los siguientes parámetros: pH, conductividad, temperatura, color, turbiedad, demanda química de oxígeno, sulfuros.

3.2 Pruebas de coagulación-floculación-sedimentación

3.2.1 Diseño experimental

El proceso de coagulación-floculación-sedimentación se estudió en laboratorio mediante la realización de pruebas en jarras.

Se utilizó un diseño experimental de dos factores: tipo de coagulante y dosis de coagulante. El primer factor tuvo cuatro niveles (se usaron cuatro reactivos químicos) y el

segundo tuvo diez niveles de variación, realizando las pruebas por duplicado, teniendo un total de 80 pruebas. El objetivo que se persiguió con este diseño experimental fue determinar el mejor coagulante y la mejor dosis para la remoción del colorante, usando como parámetro de respuesta el color. La dosis mínima se determinó en una prueba preliminar.

El efecto del factor pH, se determinó en una serie de pruebas adicionales, considerando como constante la dosis, la cual fue igual a la dosis mínima seleccionada con base a los resultados obtenidos en las pruebas preliminares. Se utilizó un diseño experimental de dos factores: tipo de coagulante (cuatro niveles de variación) y pH (seis niveles de variación), con un total de 24 pruebas.

Se emplearon polímeros para mejorar el proceso, utilizando en esta prueba un diseño experimental de dos factores: tipo de polímero y dosis de polímero. Para el primer factor se usó un nivel (Polímero catiónico DC 491) y en el segundo factor se emplearon seis niveles (dosis). La prueba de polímeros se realizó empleando los mejores tres coagulantes obtenidos en las pruebas anteriores, con un total de 18 pruebas.

Los coagulantes utilizados fueron preparados en soluciones al 1%.

Para el estudio del proceso de coagulación floculación-sedimentación, se realizaron pruebas de jaras. Las pruebas se realizaron con los siguientes coagulantes: FERIX 3, PAX XL19, FeCl_3 y $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$. Los dos primeros provenientes de la empresa KEMWATER se describen a continuación:

FERIX 3: Sulfato Férrico sólido. Coagulante primario basado en hierro trivalente (Fe^{3+}), cuya presentación es granular.

PAX-XL19: Polihidroxocloruro de aluminio en presentación líquida. Coagulante de aluminio prepolimerizado usado en bajas dosis, reduce el volumen de lodos y la necesidad de ajustar el pH. Mejora la filtración del agua sedimentada; ofreciendo mayor tiempo entre retrolavados y una alta remoción de color y turbiedad.

Cloruro Férrico (FeCl_3): Coagulante primario efectivo basado en el hierro trivalente (Fe^{3+}), excelente para tratamiento de aguas residuales, además de prevenir olores al eliminar el sulfuro de hidrógeno.

Sulfato de aluminio ($Al_2(SO_4)_3$): Con la aplicación del sulfato de aluminio se logra tratar el agua para consumo humano, permitiendo que el agua residual, o con color quede con un aspecto nítido o transparente, después de filtrada.

En la Tabla 8, se resumen algunas de sus características principales.

Tabla 8. Características de los coagulantes empleados en el estudio

FERIX 3		PAX XL10		FeCl ₃		Al ₂ (SO ₄) ₃	
Propiedad	Análisis Típico	Propiedad	Análisis Típico	Propiedad	Análisis Típico	Propiedad	Análisis Típico
Apariencia	Granulado grisáceo	Apariencia	Liq. Ligeramente turbio	Apariencia	Liq. Viscoso color ambar obscuro	Apariencia	Granulado de color café
Hierro Fe ⁺⁺	19.6 +/- 1.0%	Aluminio	12.4 +/- 0.7%	Densidad específica FeCl ₃	1.43 g/ml	Densidad aparente Al ₂ O ₃	1042 kg/m ³
Hierro Fe ⁺⁺	< 1.0%	Al ₂ O ₃	23.0 +/- 1.0%	FeCl ₃	40-42%	Hierro como Fe ₂ O ₃	15.2 %
H ₂ SO ₄	< 1.5%	Hierro (Fe)	< 0.03%	Ferroso	0.5 % max	pH solución acuosa al 1%	2 % Max
Fibra insoluble en agua	< 1.0%	Basicidad	80 +/- 5%	Acidez libre como HCl	0.5 % max	Insolubles	3.45 unidades pH
Densidad a granel	Aprox 1.3 gm/ml	Gravedad específica	1.34 +/- 0.02	Insolubles	0.5 % max		5 % max

Fuente: KEMWATER

3.2.2. Procedimiento experimental

3.2.2.1 Determinación de dosis mínima

Se midieron cuatro volúmenes de 200 ml, uno por cada coagulante a utilizar. Los frascos se colocaron sobre una parrilla de agitación. A cada uno se le adicionaron poco a poco los coagulantes y manteniendo constante la agitación, hasta observar la formación de flocúlos. Con base en la cantidad de coagulante necesaria para la formación de los primeros flocúlos, se determinó la dosis mínima.

3.2.2.2 Determinación de mejor pH

Se empleó un aparato para pruebas de jaras Phipps & Bird, modelo 7790 con 6 paletas de 7.5 x 2.5 cm, tacómetro integrado y base con iluminación. El cual se muestra en la Figura 8.



Figura 6. Aparato para pruebas de jarras

Se colocó un litro del agua residual problema en cada uno de los seis vasos de precipitado para la prueba de jarras.

A cada uno de las jarras se le adicionó la cantidad de coagulante correspondiente a la dosis mínima encontrada en el punto 3.2.2.1. Se acondicionaron las jarras a diferentes niveles de pH, comenzando con la jarra 1 a pH 4 hasta llegar a la jarra 6 con un pH de 9.

La velocidad en la mezcla rápida fue de 150 rpm y en la mezcla lenta fue de 15 rpm, los tiempos fueron de 3 minutos para la mezcla rápida y 20 minutos para la mezcla lenta.

Una vez terminado el tiempo de la mezcla rápida, es necesario dejar sedimentar durante una hora y determinar los parámetros de interés en el líquido clarificado. Los parámetros de respuesta seleccionados para determinar la efectividad del proceso fueron: Color y DQO. También se registraban los cambios del pH en el proceso y se medía la temperatura en cada prueba, al igual que el volumen de lodos generados.

3.2.2.3 Determinación de la mejor dosis.

Se realizó la prueba en jarras, utilizando el mejor pH encontrado para cada coagulante y variando la dosis en diez niveles probando dosis menores a la mínima encontrada y mayores que la misma. A la jarra 1 se le adicionó esta dosis, incrementándola en las demás jarras hasta completar seis dosis.

Una vez terminada la mezclas rápida, se dejó sedimentar durante una hora y se determinaron los parámetros respuesta seleccionados.

3.3. Pruebas de adsorción con carbón activado

3.3.1 Diseño experimental

El objetivo del diseño experimental fue determinar el mejor carbón activado con base en su capacidad de adsorción, la mejor dosis y obtener las isotermas de adsorción.

En el desarrollo de las pruebas de adsorción con carbón activado, se utilizó un diseño experimental de dos factores: tipo de carbón activado y dosis empleada. El primer factor contó con tres niveles de variación (tres tipos diferentes de carbón activado) y el segundo factor contó con seis niveles de variación. Las pruebas se realizaron a un pH constante equivalente al pH del agua residual y fueron realizadas por duplicado, obteniéndose un total de 36 pruebas. Estas pruebas se realizaron al pH del agua residual. Se tomaban muestras de cada jarra en el transcurso de las pruebas las cuales tuvieron una duración de 240 minutos. Esto con el fin de determinar la concentración de equilibrio, necesaria para la determinación de las isotermas de adsorción. Los parámetros de respuesta fueron: color y DQO.

Cabe mencionar que el agua residual modelo contiene sulfuros y una acidificación previa provocaría desprendimiento de sulfuros.

Para determinar el efecto del pH, se realizaron pruebas adicionales empleando un diseño experimental de dos factores, el primero de ellos (tipo de carbón) con tres niveles y el segundo factor con dos niveles de variación (pH del agua residual modelo el cual es alcalino y otro a pH ácido), teniéndose un total de seis pruebas.

3.3.2 Características de los carbones activados utilizados en el estudio

En las pruebas de adsorción con carbón activado se utilizaron tres tipos diferentes de carbones: Carbón activado granular vegetal (CAGV), carbón activado granular mineral (CAGM) y carbón activado mineral en polvo (CAPM). Los carbones empleados tienen las siguientes características de acuerdo a información proporcionada por el proveedor.

Carbón activado granular vegetal

Proveniente de la industria CLARIMEX e identificado para su venta como CLARIMEX VG 14 x 35, es un carbón de origen vegetal tipo ácido, no regenerable. Útil para los sistemas de decoloración en la industria química. Son utilizados también para adsorción de vapores, recuperación de disolventes, cartuchos de mascarillas, extractores de aire en las cocinas y en diferentes procesos de la industria cervecera.

Carbón activado granular mineral

La identificación de este producto es CLARIMEX CAGR 8 x 30, este es un carbón mineral regenerable. Ideal por su dureza y alta densidad, para usarse en equipos para tratamiento de aguas, productos farmacéuticos, alimenticios y ácidos orgánicos en la industria cervecera.

Carbón activado mineral en polvo

Identificado como CLARIMEX DB, este es un carbón de origen mineral, con alta densidad, y nulo contenido de fosfatos, útil en la decoloración de glucosa de maíz, jarabe de sorgo y miel, en el tratamiento de aguas municipales e industriales, así como en la purificación de bebidas alcohólicas, ácido ascórbico y productos farmacéuticos.

Las propiedades típicas de los carbones que serán utilizados en este estudio, se presentan en la Tabla 7.

Tabla 7. Propiedades típicas de los carbones activados usados en este estudio

Propiedad	VG 14 X35	CAGR 8 x 30	DB
pH	2 - 4	5 - 7	5 - 8
Humedad al envasar % max	12	10	12
Actividad relativa de melazas % min	99	97	98
Número de yodo mgI ₂ /gr min	800	600	600
Actividad azul de metileno gr/100 gr min	25	25	20
Solubles en agua % max	3.5	2.0	5
Densidad aparente gr/cc	0.22-0.25	0.37-0.40	0.37-0.40
Granulometría (mallas U.S.)	14X35	8X30	-
Granulometría % que pasa la malla 200 (U.S) MIN	-	-	90%
Granulometría % que pasa la malla 325 (U.S) MAX	-	-	50%

Fuente: CLARIMEX

Como se ha explicado en los antecedentes, para determinar la capacidad de adsorción de los carbones estudiados, es necesario realizar la construcción de las isotermas de adsorción.

Antes de utilizar los carbones activados granulares, tanto el vegetal como el mineral, tienen que ser lavados con abundante agua y secados después a temperatura de 103°C en una estufa. Una vez que alcancen la temperatura ambiente pueden ser utilizados para construir las isotermas. El lavado es necesario, debido a que el carbón contiene impurezas, las cuales afectan los resultados del proceso si no son removidas de los carbones. En el caso del carbón en polvo, no se realizaron lavados ya que al realizarlo se perdería gran cantidad de carbón.

3.3.3. Procedimiento experimental

3.3.3.1 Determinación de la capacidad de adsorción de los diferentes carbones.

De cada uno de los carbones se pesaron las siguientes cantidades: 35, 50, 100, 150, 200 y 300 gramos. Se definieron estos pesos debido a que al realizar pruebas preliminares, se encontró que cantidades más pequeñas de carbón en el agua residual producían remociones muy bajas de los contaminantes, medidos como color y DQO.

En cada una de las seis jarras se vertieron volúmenes iguales de un litro del agua residual modelo proveniente de la Industria textil conteniendo restos del colorante gastados negro sulfuroso GPD-LIQ-NS.

Una vez vertido, se colocaron las jarras con el agua residual en un aparato de prueba de jarras con seis paletas. El aparato a usar es el mismo tipo que el mencionado en la sección de las pruebas de jarras.

Se inicia la prueba y se puso en agitación a 200 rpm, una vez alcanzada la velocidad requerida, se adicionan las cantidades pesadas de carbón. Una vez adicionado el carbón, el tiempo de contacto entre el agua residual y el carbón en estudio se empezó a medir.

El tiempo de duración de la prueba fue de cuatro horas. Durante este tiempo, se tomaron cada 30 minutos muestras de volúmenes de cinco mililitros de cada una de las jarras.

Para tomar la muestra mencionada en el punto anterior, se detuvo la agitación y se esperó a que el carbón sedimentara, en un tiempo aproximado de tres minutos.

Una vez obtenida la muestra, esta fue filtrada en papel filtro WHATMAN No. 40, analizada con los parámetros color y DQO. Con base en los resultados se calculó la capacidad de adsorción de los carbones, se determinaron las concentraciones de equilibrio y se obtuvieron las isotermas de adsorción.

3.3.3.2 Determinación del efecto del pH

Debido a que el pH tiene influencia sobre el proceso de adsorción sobre carbón activado, es necesario, determinar la influencia que este tiene en el proceso.

En esta prueba se estudiaron dos niveles de pH, el alcalino y el ácido. Para ello se acidificaron tres jarras a un pH=4 utilizando para lograr este fin ácido clorhídrico. Las otras tres jarras se mantuvieron al pH del agua residual modelo, el cual corresponde al pH alcalino.

Se midió un volumen de un litro del agua residual proveniente de la industria textil que en su proceso de teñido emplea el colorante negro sulfuroso GPD-LIQ-NS, en cada una de las jarras.

A cada una de las jarras acidificadas se agregaron 100 gramos de cada uno de los carbones previamente lavados y secados. El mismo procedimiento se realizó con las jarras alcalinas, de tal forma que se contara con dos jarras de cada carbón activado.

La duración de la prueba fue de cuatro horas, con una velocidad de mezclado de 200 rpm.

3.4 Técnicas analíticas y equipos empleados

Todos los análisis físico-químicos realizados para la caracterización del agua residual y en el trabajo experimental, se llevaron a cabo usando las técnicas del Standard Methods, 2000. Los parámetros medidos, las técnicas analíticas y el equipo empleado se muestran en la Tabla 8.

Tabla 8. Parámetros y técnicas analíticas empleadas

Parámetro	Método	Equipo
Color	8025	Espectrofotómetro HACH DR-2000
Turbiedad		Espectrofotómetro HACH DR-2000
DQO	Oxidación- Digestión Método 8000	Digestor HACH modelo 4500-00 y espectrofotómetro HACH DR-2000
pH	Potenciométrico 8156	Potenciómetro HACH modelo 438000

4 RESULTADOS

4.1 Caracterización del agua residual modelo

La Tabla 4.1 muestra los valores obtenidos en la caracterización del agua residual proveniente del proceso de tefido de una industria textil modelo.

Tabla 4.1 Caracterización del agua residual modelo

PARÁMETRO	VALOR
pH	10.28
Conductividad	1.30 mS/cm
Color	85800 u Pt/Co
Turbiedad	1800 FTU
DQO	13832 mg/L
Sulfuros	280 mg/L

Las características del efluente, son congruentes con los datos reportados en la literatura (Eckenfelder, 1989, Subsecretaría de ecología, 1991). De acuerdo con los resultados aquí obtenidos de color, DQO y pH, este tipo de efluentes constituye un factor de contaminación si fuera descargado a algún tipo de cuerpo receptor, ya que los valores de estos parámetros son muy altos con respecto a lo establecido en la NOM-001-ECOL-1996. Es importante notar el valor reportado de los sulfuros ya que a partir de una concentración de 1 ppm (1 mg/L) estos son contaminantes en el agua (CONAMA, 1998).

4.2 Resultados de prueba de coagulación floculación-sedimentación

En la prueba preliminar para la determinación de la dosis mínima se observó que después de medir el volumen de agua residual requerida (200 ml) y al adicionar pequeñas dosis de coagulantes, el agua residual modelo no presentaba formación de floculos, estas dosis fluctuaron entre los 0.8 mg/L hasta los 3 mg/L. El agua residual

modelo era de color muy oscuro e intenso, lo cual no permitía observar correctamente el desarrollo de la prueba, puesto que al ser tan intenso el color no permitía el paso de la luz del aparato de pruebas de jarras. La prueba se continuó hasta llegar a adicionar 100 mg/L, con esta adición empezaba a presentarse una pobre formación de floculos, los cuales solo sedimentaban después de un periodo prolongado de tiempo de aproximadamente cinco a seis horas. Este fenómeno se observó con todos los coagulantes, por lo cual se decidió fijar las dosis mínimas en 100 mg/L para todos los coagulantes empleados.

Una vez obtenida la dosis mínima para los coagulantes a estudiar, se prosiguió de acuerdo a lo planteado en la metodología. El siguiente paso consistió en realizar la prueba de determinación del mejor pH, para ello se realizó una acidificación de las jarras que contenían el agua residual, utilizando para lograr este fin ácido clorhídrico concentrado. Los valores de pH en los cuales fueron probados los coagulantes son de 4 a 10 unidades. A excepción de la jarra 6, en la cual se colocó el agua residual al pH presentado en la caracterización, todas las jarras fueron acidificadas debido a que el agua residual modelo tenía un pH= 10.26.

Los resultados de las pruebas para determinar el efecto del pH se presentan en la Figura 4.1. Se puede observar que acidificando la muestra el comportamiento de los coagulantes se presenta en la siguiente forma, con el FERIX 3 y el FeCl_3 , aumenta la remoción de color con la acidificación, esto es debido a que este tipo de coagulantes generalmente actúan mejor en medios ácidos. Con el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ la remoción de color disminuye ligeramente hasta llegar al pH=7 y después aumenta con la acidificación. Con el PAX XL10, el comportamiento es similar al $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$.

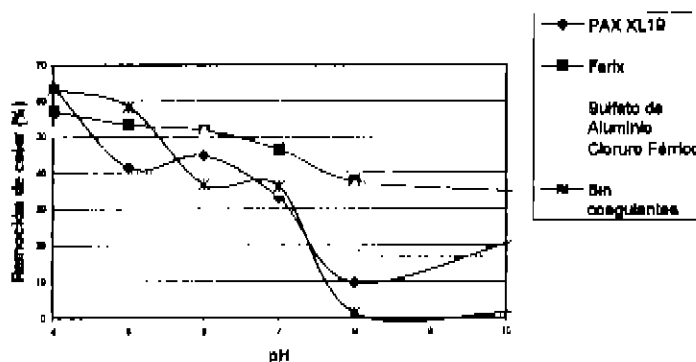


Figura 4.1. Efecto del pH sobre la remoción de color en la prueba de coagulación-floculación-sedimentación (Dosis fija a 100 mg/L)

En todo el intervalo de pH estudiado, el $Al_2(SO_4)_3$ dio mejores resultados que el PAX XL19, con excepción del pH=4. El coagulante FERIX 3 dio mejores resultados superiores en un 40% comparado con el $FeCl_3$ en todo el intervalo de pH; haciendo una comparación con el coagulante PAX XL19, el FERIX 3 fue superior que el PAX XL19 desde un 8% hasta un 40% en casi todo el intervalo de pH estudiado, a excepción del valor de pH=4 en el cual el PAX XL19 fue superior que el FERIX 3 en un 8%. El coagulante FERIX 3 dio mejores resultados que el $Al_2(BO_4)_3$ en la remoción de color en un intervalo del 10% en el intervalo de pH 4 a 7 y dio resultados muy similares o iguales a pH alcalinos (8 a 9) así también se presenta esta similitud de resultados en el pH=8.

En el intervalo de pH de 8 a 10, los mejores coagulantes para la remoción del color fueron el FERIX 3 y el $Al_2(BO_4)_3$ con eficiencias de remoción de color del 40%; el PAX XL19 y el $FeCl_3$ dieron resultados menores al 30 % de eficiencia de remoción de color. A pH neutro (7), el único coagulante que tuvo una aportación significativa fue el FERIX 3.

Del análisis de los resultados obtenidos, se puede decir que existe una influencia positiva para la remoción del color por parte de la acidificación de las muestras, por lo que para determinar la influencia que ejerce el pH con la simple acidificación sobre la remoción de color, se realizó una prueba acidificando la muestra sin adicionar coagulante, utilizando los mismos tiempos de prueba y las mismas velocidades de mezcla, la tendencia de esta prueba, puede verificarse en la Figura 4.1 y en la tabla 4.2.

Como se puede observar en la Figura 4.1 en el intervalo de pH 4 - 5, la adición de coagulantes no tiene ninguna aportación a la remoción de color. La comparación se realizó para los coagulantes con dosis de 100 mg/L. A este pH, la mayor remoción de color se obtuvo con el PAX XL1B (63.7%). Se observa, sin embargo, que con la simple acidificación del agua residual a un pH de 4 se logró un resultado similar (61%), es decir, la aportación del coagulante es mínima. A este pH no hay aportación alguna por el resto de los coagulantes.

Sin embargo, debido a que en el agua residual existe una concentración de 240 mg/L de sulfuros, éstos al acidificarse la muestra son desorbidos a la atmósfera desprendiéndose en forma de H_2S , por lo que no se recomienda que el efluente sea tratado con acidificación.

Debido a la composición del agua residual modelo y dadas las consideraciones anteriores podemos sugerir que el mejor pH para la realización de un tratamiento de coagulación-floculación-sedimentación para este tipo de agua residual es el de pH=8, ya que, como se puede observar en la Figura 4.1, a este pH, los cuatro coagulantes tienen una aportación significativa en la remoción de color y la mayor parte del azufre reducido está en forma de iones HS^- y S^{2-} , siendo la cantidad de H_2S libre tan pequeña que no provoca problemas de descoloración y olor. A niveles de pH por debajo de 8, el equilibrio se

desvía rápidamente hacia la formación de H_2S no ionizado, y a un pH de 7, la concentración de H_2S es aproximadamente del 50%, con niveles de pH menores de 7 (5-6) el valor del H_2S se encuentran en concentraciones del 100%, por lo que son desorbidos al ambiente a estos niveles de pH con su consecuente olor característico.

Tabla 4.2. Remociones del color obtenidas a un pH de 4 con los diferentes coagulantes y sin coagulante con una simple acidificación

Coagulante	Eficiencia en % color removido
PAX XL19	63.7
Perix 3	57.3
Sulfato de aluminio	51.4
Cloruro férrico	17
Sin coagulantes	61.1

Después de realizar la determinación del mejor pH para las pruebas de Jarras, se hizo la prueba de la determinación de la mejor dosis, se evaluaron dosis por arriba y por debajo de la concentración obtenida para la dosis mínima, debido a que se quiso complementar el estudio al realizar pruebas tanto en los intervalos de dosis altas, como también en las dosis bajas para los coagulantes empleados.

Los resultados de las pruebas para la determinación del mejor coagulante y la mejor dosis para la remoción de color, se presentan en las figuras 4.1, 4.2 y 4.3. Los valores de los parámetros, obtenidos en cada una de las pruebas se reportan detalladamente en el Anexo I.

En la Figura 4.2, se observa que las mayores eficiencias de remoción de color del 30 al 45% se alcanzan utilizando dosis de 50 a 200 mg/L para los coagulantes PAX XL19, Sulfato de aluminio ($Al_2(SO_4)_3$) y Cloruro Férrico ($FeCl_3$). En el coagulante PAX XL19 desde una dosis de 30 mg/L se logran observar eficiencias de remoción de color

superiores al 40%. En el caso del FERIX 3, se observa que la dosis de 100 mg/L es con la que se logra una eficiencia superior al 30%.

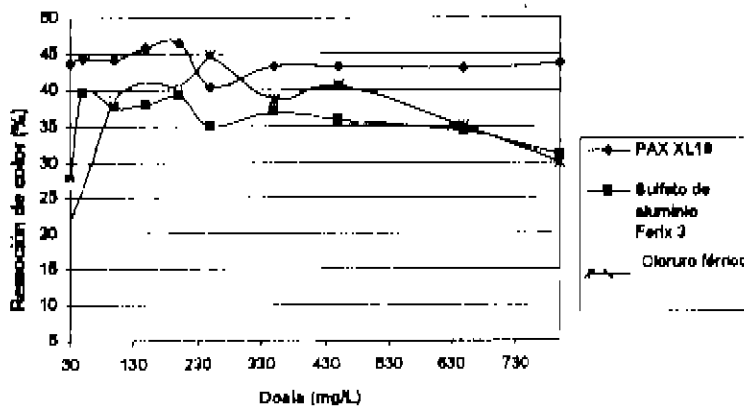


Figura 4.2 Remociones de color obtenidas con diferentes dosis de los coagulantes al mejor pH obtenido para cada uno de ellos

Al analizar las eficiencias de remoción de color utilizando los aumentos en las dosis se observa lo siguiente; en el caso del PAX XL19, existe una mínima variación entre las eficiencias de remoción de color obtenidas, por lo que un aumento en la dosis para este coagulante, después de 200 mg/L, no es conveniente. Tanto para el sulfato de aluminio ($Al_2(SO_4)_3$), como para el cloruro férrico ($FeCl_3$), se observa una tendencia de la eficiencia inversamente proporcional al aumento de la dosis, esto es, entre más se incrementa la dosis empleada, la eficiencia va disminuyendo. En el caso del FERIX 3, es notable como al aumentar la dosis de este coagulante la eficiencia disminuye.

En los análisis practicados al líquido clarificado para determinar la remoción de la Demanda Química de Oxígeno (DQO), se observa lo siguiente y puede ser apreciado en la Figura 4.3. Los resultados mostrados se obtuvieron realizando las pruebas con el mejor pH obtenido para cada coagulante, esto es a pH de 8.

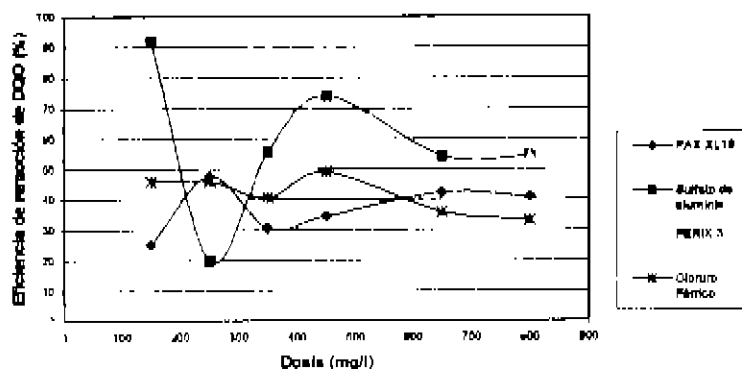


Figura 4.3. Remoción de DQO para cada uno de los coagulantes utilizados, el mejor pH para cada coagulante

Las remociones aquí alcanzadas son de hasta el 90% para los coagulantes $Al_2(SO_4)_3$ y FERIX 3, el primero de ellos alcanza la eficiencia de remoción de DQO con una dosis de 150 mg/L y a una concentración del 1%. El FERIX 3, logra su más alta remoción con una dosis de 350 mg/L. Para los coagulantes PAX XL19 y $FeCl_3$, sus eficiencias de remoción fluctúan entre el 20 y 48%, obteniendo sus mejores remociones a una dosis de 250 mg/L.

La temperatura a la cual fueron realizadas las pruebas fue de $24 \pm 1.5^\circ C$

Las mejores dosis obtenidas para los cuatro coagulantes estudiados de acuerdo a los resultados obtenidos varían desde 50 mg/L hasta 150 mg/L, la mejor dosis se obtiene utilizando el coagulante PAX XL19 y con el $Al_2(SO_4)_3$ con 50 mg/L a un pH de 8; todos los coagulantes empleados reaccionan positivamente en pH en el intervalo alcalino.

De acuerdo con la literatura consultada, las dosis que recomiendan para remover del 75 al 90% del color son de 300 a 800 mg/L empleando sulfatos de hierro y aluminio (UNEP, 1994).

Los flocúlos formados durante el proceso de coagulación son pequeños y ligeros, debido a esto no logran precipitar durante el tiempo programado de una hora. Buscando la mejora del proceso se aplicaron pequeñas dosis de floculantes, las dosis que se aplicaron para esta prueba fueron de 0.1 mg/L hasta 1 mg/L, para el polímero catiónico DC-491. Los valores obtenidos en remoción de color y DQO se encuentran contenidos en el Anexo 1. El comportamiento observado durante la realización de la prueba puede observarse en la Figura 4.4 y 4.5

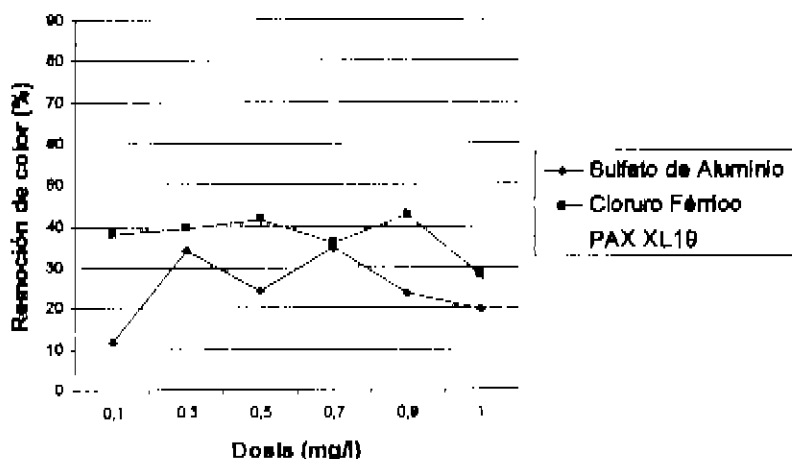


Figura 4.4. Prueba de coagulación-floculación-sedimentación, con la aplicación del polímero DC-491, parámetro evaluado COLOR

Esta prueba se realizó con los mejores pH's obtenidos, es decir, pH=8 para los tres mejores coagulantes que fueron el PAX XL10, el FeCl_3 y el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$. Las dosis son de 50 mg para el PAX XL10, 50 mg/L para el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ y 150 mg/L para el FeCl_3 . El FERIX 3 no se utilizó en esta prueba, puesto que en las pruebas para determinar la mejor dosis del coagulante fue el que arrojó las eficiencias de remoción de color más bajas.

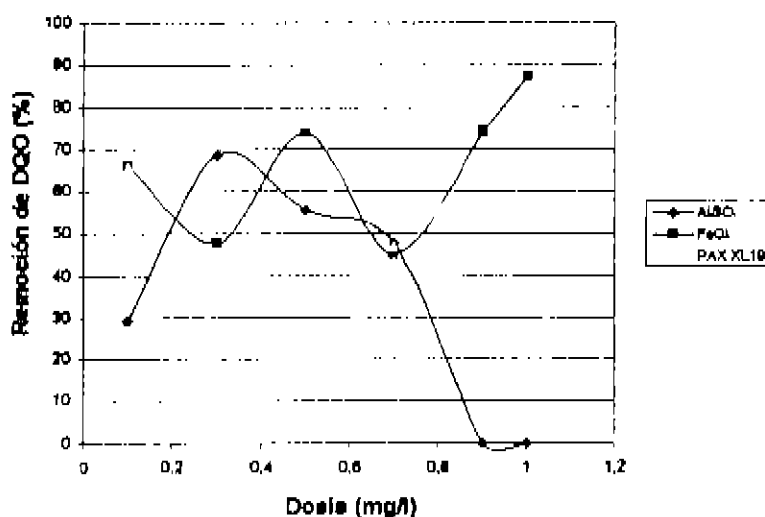


Figura 4.5 Prueba de coagulación-floculación-sedimentación, con la aplicación del polímero DC-491, parámetro evaluado DQO

Sin embargo, empleando los floculantes, no existe aumento del tamaño de los floculos ni aumenta significativamente las eficiencias de remoción de color, por lo que no se recomienda su uso para el $Al_2(BO_4)_3$ y el $FeCl_3$, en el caso del PAX XL19 con la adición de polímero incrementa su eficiencia en un 30%, por lo que se recomienda su uso.

En el Anexo 1, tabla A.2 se encuentran resumidos los resultados de las pruebas de coagulación-floculación-sedimentación.

Estimación de costos de reactivos.

Como parte de la aportación de este trabajo, se presenta una estimación de costos para tratar 1 metro cúbico (m^3) de agua residual. Los costos para cada uno de los coagulantes son los siguientes:

- PAX XL19: 4.95 pesos por kilo
- FERIX 3 :4.2788 pesos por kilo
- Sulfato de aluminio 1.75 pesos por kilo
- Cloruro férrico 3.75 pesos por kilo

El costo de los polímeros empleados:

- Polímero Aniónico Opti Flocc A1838: 42.788 pesos por kilo
- Polímero Catiónico DC491 : 21.384 pesos por kilo

Para tratar 1 m³ de esta agua residual el costo sería de 0.5625 pesos para dosis de 150 mg/L de FeCl₃, 0.42788 pesos para una dosis de 100 mg/L de FERIX 3, 0.2475 pesos para una dosis de 50 mg/L de PAX XL19 y 0.175 pesos para una dosis de 50 mg/L de Al₂(SO₄)₃; si se considera al PAX XL19 con el polímero DC 491 su costo se incrementaría a 0.2539 pesos, 0.181 pesos para el Al₂(SO₄)₃ y de 0.5689 para el FeCl₃; por lo que en cuestión de costos el coagulante más recomendable para su uso es el Al₂(SO₄)₃, seguido inmediatamente por el PAX XL19, el menos recomendable es el FeCl₃.

4.3 Pruebas de adsorción con carbón activado

A continuación se analizan los resultados obtenidos de cada una de las pruebas de adsorción después del tiempo establecido de duración de cuatro horas para cada una de ellas. Estas se llevaron a cabo al pH del agua residual modelo, debido a la desorción de sulfuros que se lleva a cabo al acidificar el agua residual modelo y fueron realizadas para cada uno de los carbones empleados en este estudio. Las figuras presentadas en este apartado, muestran el comportamiento de la muestra de agua residual en estudio a lo largo de las pruebas de adsorción con carbón activado para cada uno de los carbones estudiados.

En las Figuras 4.6 y 4.7 se presentan los resultados de la prueba de adsorción con carbón activado granular mineral (CAGM), la cual se hizo por duplicado. Se puede apreciar la disminución del color a través del tiempo de la prueba con la adición de diferentes cantidades del CAGM. También se observa que entre menor sea la cantidad de carbón empleada en las pruebas las remociones de color son menores.

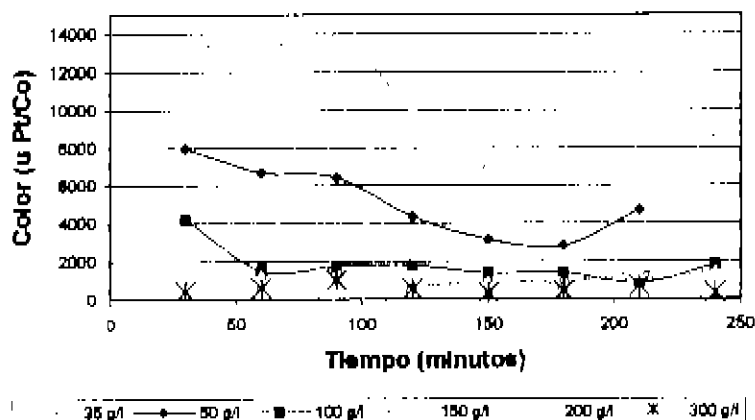


Figura 4.6. Variación del color en la primera serie de pruebas de adsorción con carbón activado granular mineral.

Así por ejemplo, en la primera prueba, con la cantidad de 35 gramos de carbón activado se alcanza una remoción de color del 75% en 30 minutos, mientras que con una dosis de 300 gramos, se logra una remoción del 90% en el mismo tiempo. El color disminuye en el transcurso del tiempo hasta llegar a una concentración de equilibrio. El tiempo requerido para llegar al equilibrio es menor con las mayores dosis. Se necesitaron 150 minutos con las dosis 35 y 50 g/L, 80 minutos para la dosis de 100 g/L y fueron suficientes 30 minutos para las dosis de 150, 200 y 300 g/L.

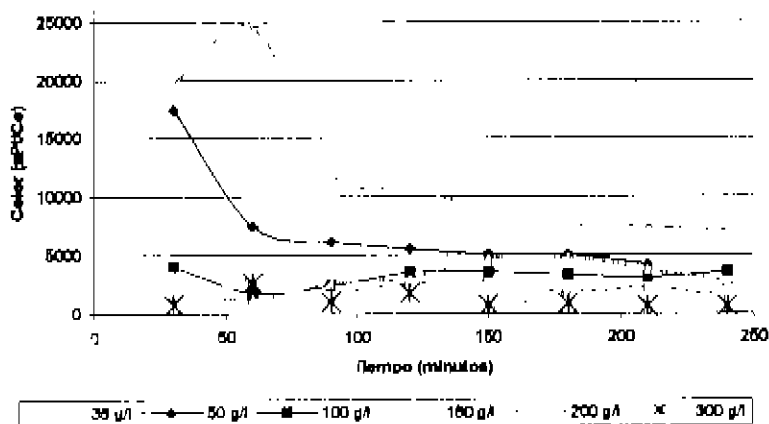


Figura 4.7. Resultados de la segunda prueba de adsorción con CAGM

El siguiente parámetro de control que se midió en estas pruebas corresponde a la DQO. Las Figuras 4.8 y 4.9 muestran el comportamiento mostrado por la DQO a lo largo de las cuatro horas de prueba. Se observa una variación grande de la DQO a lo largo de la prueba, lo cual se puede atribuir a efectos de adsorción y desorción.

Los resultados en las dos pruebas no son iguales, las desviaciones de la DQO fueron del orden de ± 500 mg/L. El efecto de la variación de la dosis entre 100 y 300 g/L es más apreciable con respecto a la DQO y no tanto con respecto al color. Los resultados para DQO y color son semejantes en el sentido de que las dosis más bajas aportan las eficiencias más bajas obtenidas, mientras que las dosis más altas presentan los valores de remoción más altos. Es importante mencionar que el porcentaje de remoción para la DQO se alcanza únicamente hasta el 60% desde los 120 minutos para dosis de 150 a 300 mg/L.

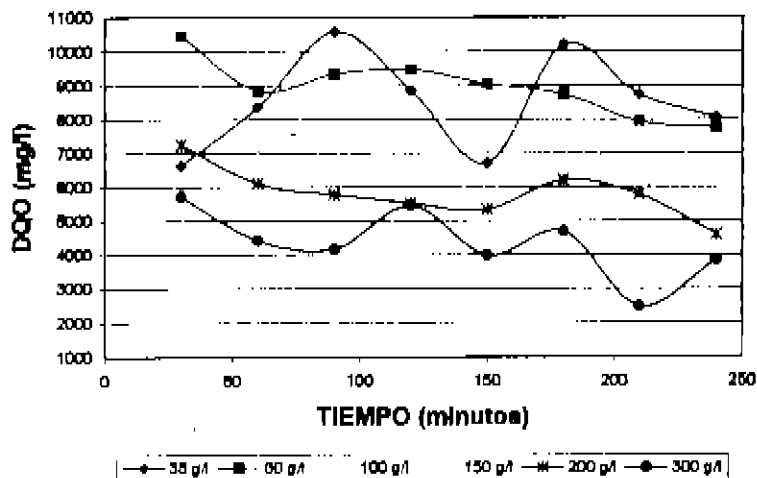


Figura 4.8. Variación de la DQO en la primera serie de pruebas de adsorción con carbón activado granular mineral

Con una dosis de 35 g/L, se alcanza una remoción de DQO del 28% en los primeros 30 minutos, al igual que en el caso del olor, la dosis de 300 g/L en el mismo tiempo obtuvo una remoción del 80%. Conforme el tiempo avanza las remociones aumentan obteniéndose las remociones más altas a las 2.5 horas con la dosis de 300 g/L. Como puede observarse en la Figura 4.9, el equilibrio se alcanza a las 2.5 horas para todas las dosis evaluadas.

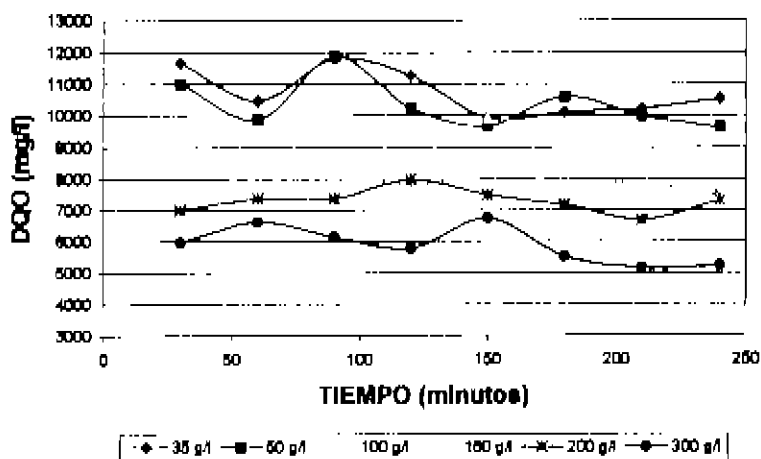


Figura 4.9. Resultados de la variación de DQO en la segunda prueba de adsorción con CAGM

El siguiente carbón que fue empleado durante la realización de este estudio corresponde al carbón activado granular vegetal, las Figuras 4.10, 4.11, 4.12 y 4.13 muestran el comportamiento durante las pruebas de los parámetros color y DQO, en la prueba realizada y una réplica.

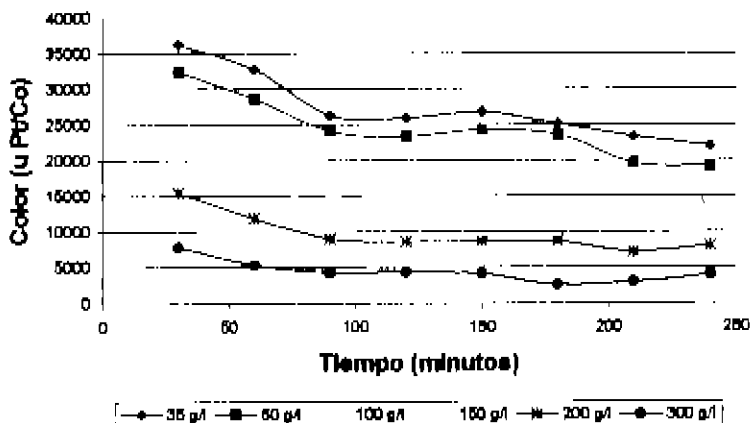


Figura 4.10. Variación del color en la primera serie de las pruebas de adsorción con carbón activado granular vegetal

La remoción de color para la prueba uno, mostrada en la Figura 4.10, se presenta una forma muy similar a aquella observada para las pruebas de remoción de color con carbón activado granular mineral, es decir, se sigue con la premisa de considerar que con las dosis más bajas se obtienen eficiencias menores que cuando se emplean dosis altas.

El tiempo requerido para llegar al equilibrio es menor cuando se usan las dosis mayores que empleando las dosis bajas. Se necesitaron 90 minutos para llegar al equilibrio con todas las dosis empleadas.

En la Figura 4.11 se puede observar que, durante la primera hora de la prueba, el comportamiento presentado es muy similar a los obtenidos para la prueba de remoción de color con carbón activado granular mineral, es decir se observan disminuciones en el color, sin embargo, a la hora y media de corrida de la prueba, la dosis más baja (35 g/L), muestra un punto de incremento, el cual al transcurrir el tiempo se desvaneca, ya que la tendencia después de las dos horas es la de continuar decreciendo. Un comportamiento similar ocurre con la dosis mayor (300 g/L), ya que también muestra un punto en el que se nota un incremento, pero este se presenta a las dos horas y desaparece en la siguiente toma de muestra que corresponde a las dos horas y media, para continuar con su tendencia al decremento.

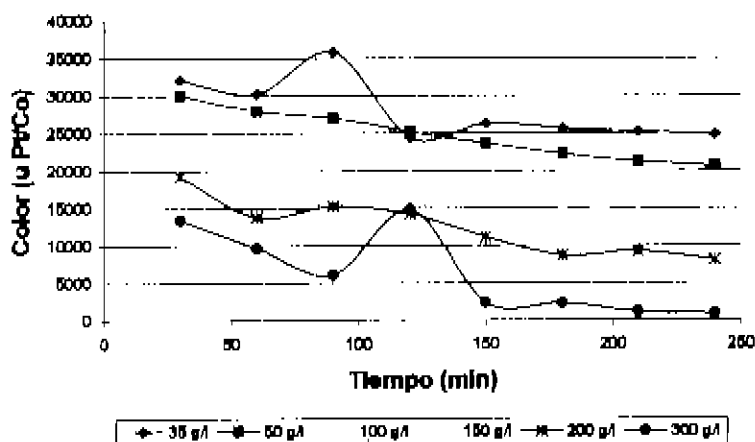


Figura 4.11 Resultados de la segunda prueba de adsorción con CAGV para la variación de color

También en estas figuras (4.10 y 4.11), se observan tendencias similares, las variaciones de color disminuyen en los primeros 30 minutos en un 8% para la dosis de 35 g/L y del 80% con dosis de 300 g/L.

Las demás dosis, siguen una tendencia muy parecida a las observadas para las pruebas realizadas con el CAGM al evaluar los parámetros color y DQO. Los valores aquí obtenidos de remoción de color son menores a los que se obtuvieron con la realización de la prueba con carbón activado granular mineral.

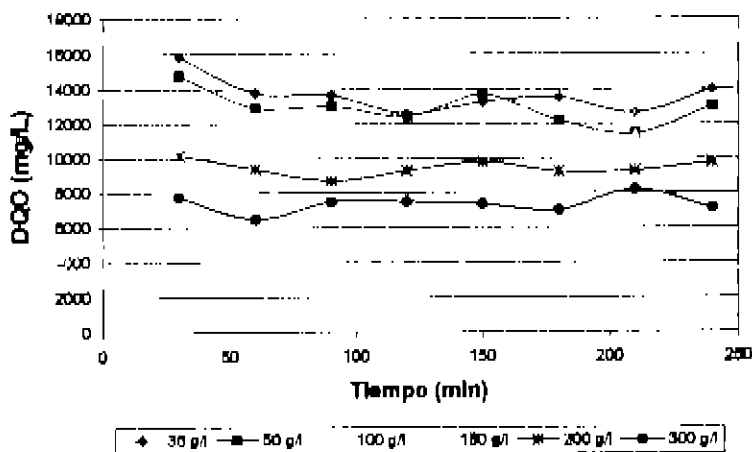


Figura 4.12. Variación de la DQO para la primera serie de pruebas con CAGV

En lo que se refiere a la remoción de DQO para la prueba con carbón activado granular vegetal, la dosis de 300 mg/L a los 90 minutos, muestra un equilibrio durante la primera serie de pruebas practicadas; las dosis de 100, 150 y 200 g/L lo alcanzan a los 120 minutos y las dosis más bajas a los 180 minutos.

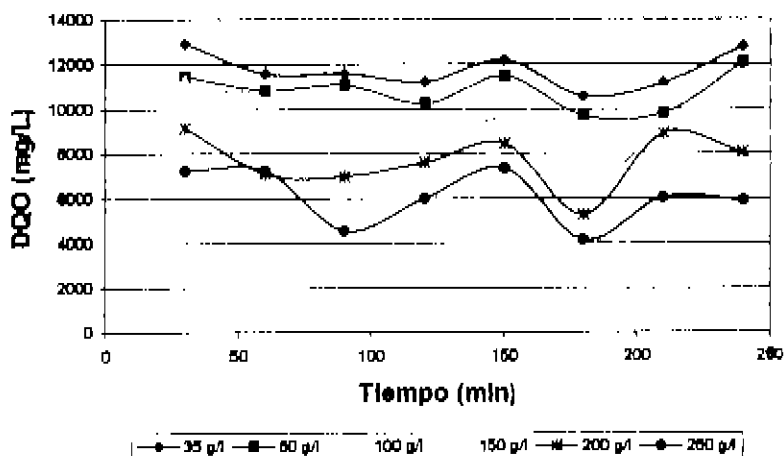


Figura 4.13. Variación de la DCO en la segunda serie de pruebas de adsorción con CAGV

Las condiciones en las que se realizó la prueba con el carbón activado mineral en polvo, cambiaron en cuanto a las dosis empleadas, esto fue debido a que se sabe que el carbón activado en polvo, presenta mejores características de contacto, ya que su área superficial es mayor y el contacto de la muestra en estudio con las partículas del carbón es mayor, por lo que se determinó que, las dosis fueran disminuidas; siendo así la dosis menor empleada fue de 15 g/L y la dosis máxima fue de 200 g/L.

Otra condición que se determinó cambiar para esta prueba fue el tiempo de toma de muestra. Las muestras se tomaron cada cinco minutos durante la primera media hora. Las demás muestras se tomaron tal y como se realizaron en las pruebas anteriores, es decir, fueron tomadas cada 30 minutos hasta finalizar las cuatro horas de prueba.

Las Figuras 4.14 y 4.15, muestran los resultados obtenidos para la remoción de color durante la prueba realizada con el carbón activado mineral en polvo (CAPM).

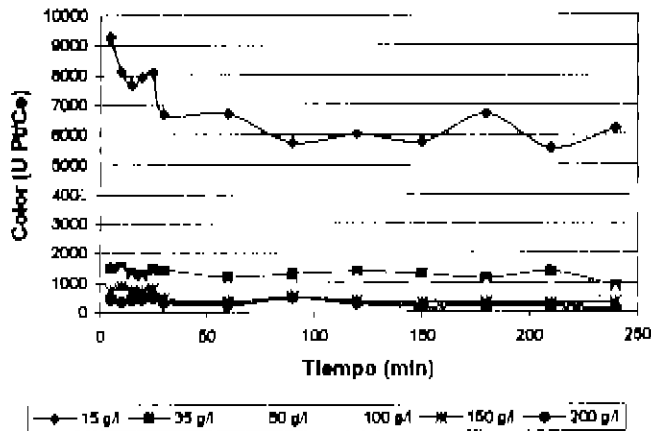


Figura 4.14. Variación del color para la primera serie de pruebas de adsorción con carbón activado mineral en polvo

Debido a que el contacto del agua residual en tratamiento con la superficie del carbón activado en polvo es mayor, las remociones de color durante la primera media hora de la prueba alcanzan eficiencias de hasta el 97%. Se puede verificar en ambas gráficas este tipo de comportamiento. La variación del color entre el color inicial de la muestra y después de transcurridos los primeros 30 minutos es mayor porque las velocidades de reacción para este tipo de carbón son más rápidas que las de los carbones granulados, esto se debe principalmente a las propiedades de partícula de cada carbón.

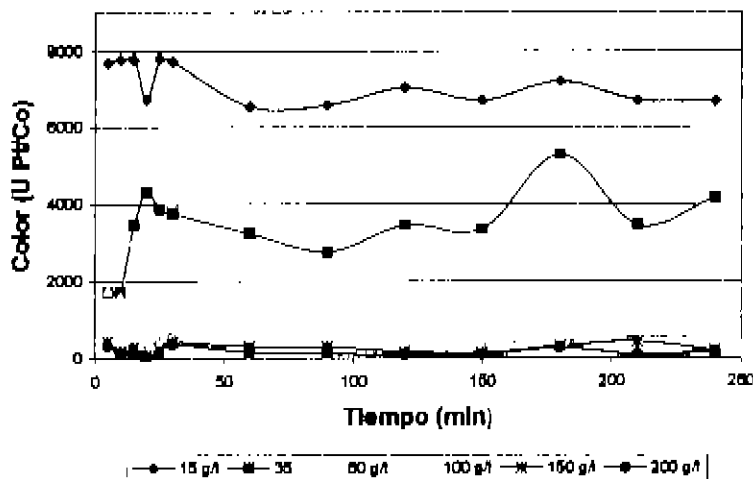


Figura 4.15 Resultados de la variación de color para la segunda serie de pruebas de adsorción con CAPM.

Después de la primera media hora de prueba, las muestras analizadas, siguen mostrando una tendencia a disminuir, sin embargo esta tiende a equilibrarse y no se vuelven a observar remociones como las obtenidas durante la primera media hora, la eficiencia máxima para remoción de color al término de la prueba fue del 99%, lo cual nos proporciona un agua cristalina, con las dosis desde 100 a los 200 gramos. Con las dosis menores a las anteriores, el agua tratada presenta un color desde el café (transparente) hasta el amarillo paja también transparente.

En base a la literatura consultada, se ha encontrado que, el comportamiento mostrado en la remoción de color durante el desarrollo de las pruebas anteriores, es muy parecido al que se obtuvo en 1990 por Lankford, *et al*, quienes utilizando el sistema PACT con diferentes dosis de carbón activado en polvo obtuvieron una gráfica de comportamiento como la mostrada a continuación.

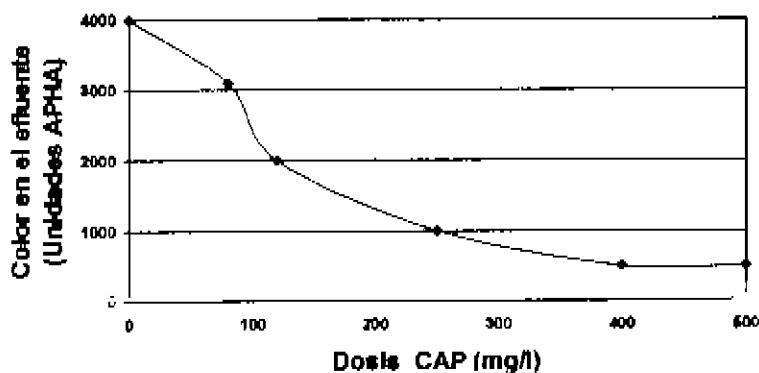


Figura 4.18. Resultados típicos en la remoción de color mediante el sistema PACT
Fuente: Lankford, Eckenfelder y Tonana, 1990

La figura anterior, concuerda con los resultados que se obtuvieron durante las pruebas, ya que a mayor dosis de carbón activado mayor es la remoción de color obtenida.

En las Figuras 4.17 y 4.18, se muestra el comportamiento de la remoción de la demanda química de oxígeno, para las pruebas realizadas con el carbón activado mineral en polvo y el agua residual en estudio. La Figura 4.17 corresponde a la prueba uno y la 4.18 a su réplica.

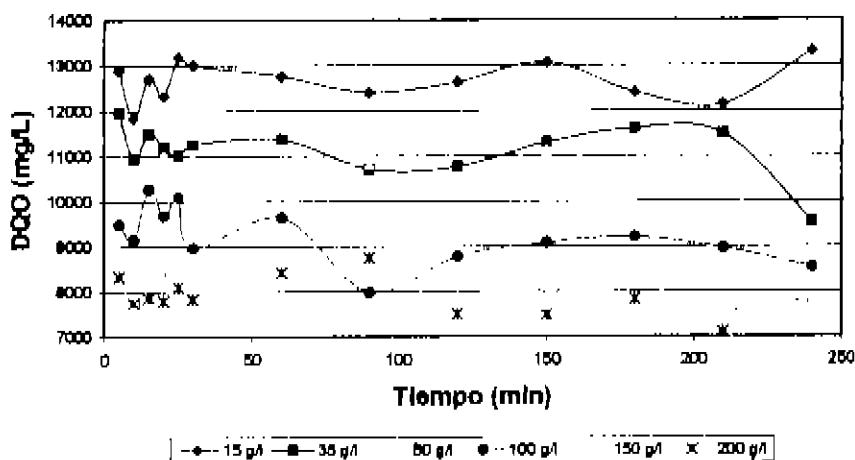


Figura 4.17. Variación de la DQO en la primera serie de pruebas de adsorción con carbón activado mineral en polvo

A pesar de que los resultados tanto visuales como los arrojados del análisis del color, indican que las eficiencias obtenidas para este tipo de carbón son de hasta el 99%, en estas dos gráficas se puede apreciar que los resultados obtenidos con la remoción de la demanda química de oxígeno no son igual de favorables.

La DQO, llega a lograr una disminución hasta los 6000 mg/L en la réplica de la prueba, durante la primera media hora de la prueba, se puede observar en ambas corridas, que la DQO tiende a disminuir, al continuar con la prueba, esta tendencia cambia totalmente hasta el punto de que no es posible indicar que la tendencia de la prueba es a la disminución. Solamente la prueba realizada con la dosis de 200 g/L, muestra una ligera tendencia a la disminución después de las tres horas y media de prueba para la primera corrida, ya que en su réplica, el punto del cual hablamos tiene un incremento.

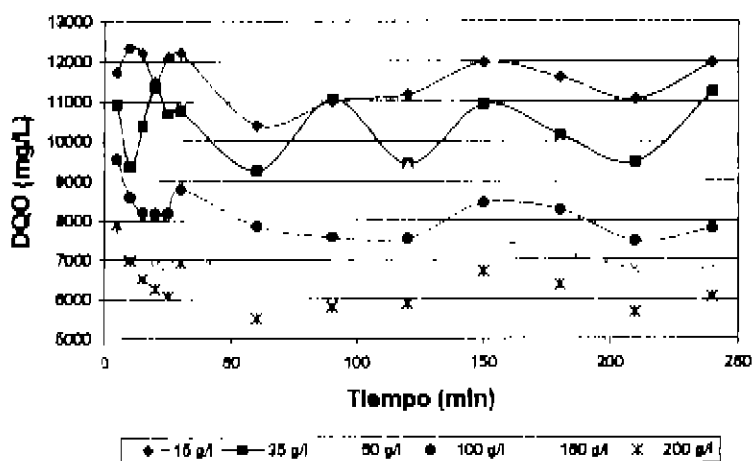


Figura 4.18. Variación de la DCO para la segunda serie de pruebas de adsorción con CAPM.

Como se mencionó en la metodología, para determinar el efecto que tiene el pH en las muestras estudiadas para las pruebas de adsorción, se realizaron pruebas consistentes en probar a dos diferentes valores de pH, un valor en la región ácida, correspondiente a un pH=5 y uno en la región alcalina, correspondiente a un pH de 8.9. Estos valores fueron escogidos tomando en cuenta el comportamiento que mostró la muestra durante las pruebas de coagulación-floculación.

La Figura 4.19, muestra las tendencias seguidas para los tres carbonos en estudio, durante la prueba de acidificación, más adelante se analizan los comportamientos observados.

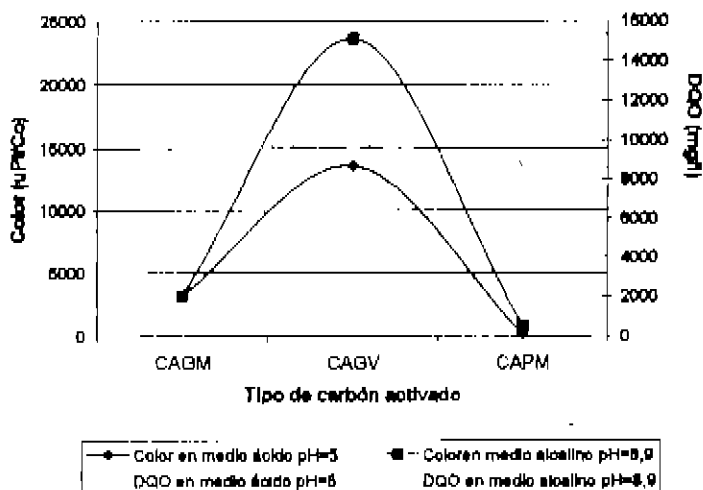


Figura 4.19. Influencia del pH en las pruebas de adsorción de carbón activado

En lo referente a la remoción de color para el carbón activado granular mineral, presenta una remoción ligeramente mayor cuando ésta se realiza en medio ácido, el porcentaje de remoción entre el medio alcalino y el medio ácido es de 0.78% mayor en medio ácido para remoción de color con el carbón activado granular mineral.

Para el carbón activado granular vegetal en el análisis de color, se observa que el proceso realizado en un pH ácido se ve mejorado en un 42% con respecto a los resultados obtenidos para la prueba de adsorción en medio alcalino.

En cuanto al carbón activado mineral en polvo, la remoción de color en medio ácido se ve favorecida ya que supera en un 31% a los valores que se obtienen al realizar la prueba en un pH alcalino.

Los análisis realizados para determinar la remoción de la demanda química de oxígeno en la muestra de agua residual después de haber sido sometida a tratamiento, demuestran que la variación existente entre las condiciones del proceso (alcalino y ácido), no son muy altas, ya que, para el carbón activado granular mineral se obtiene una mejoría del proceso del 4.8% con respecto a la prueba realizada en medio alcalino; en el caso del carbón activado granular vegetal la mejoría del proceso es del 1.2% pero a diferencia de los otros dos carbones en estudio, este presentó una mejoría utilizando el medio alcalino; el carbón activado mineral en polvo se mejora el proceso en un 2% si este se realiza bajo condiciones ácidas.

Durante el desarrollo de las pruebas de adsorción, se obtuvieron los resultados que se muestran en la Tabla A.3 del Anexo 1. De ella se puede decir que el carbón activado que mejores resultados proporcionó para el agua residual modelo fue el carbón activado mineral en polvo, ya que en menores dosis se obtienen eficiencias mayores.

Las eficiencias obtenidas durante este proceso son del 75 al 99% para la remoción de color y del 42 al 83% para remoción de DQO. No obstante que la reducción de color en el efluente tratado es grande, la reducción de DQO no lo es, esto se debe a que algunos de los compuestos presentes en el agua residual no son adsorbidos por el carbón activado.

En las Figuras 4.20 y 4.21, se hace una comparación entre los tres carbones empleados durante este estudio y el efecto que tienen las dosis de los mismos en la remoción de color (Figura 4.20) y en la remoción de DQO (Figura 4.21); para un tiempo de prueba de cuatro horas al pH original del agua residual modelo.

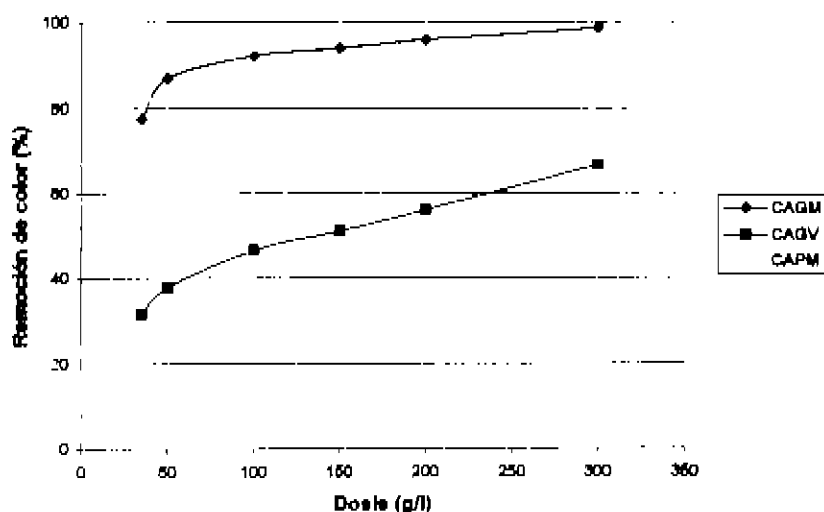


Figura 4.20 Comparación de las dosis en la remoción de color

En ellas se puede constatar que el incremento en la dosis de cada uno de los carbonos hace que las remociones medidas sean mayores tanto para el color como para la DQO, que el carbón que aporta mayores eficiencias de remoción de color es el CAPM, seguido del CAGM, con porcentajes que logran obtener el 92% para el caso del CAPM y del 98% para el CAGM. El CAGV alcanza solamente remociones de color del 68% como máximo.

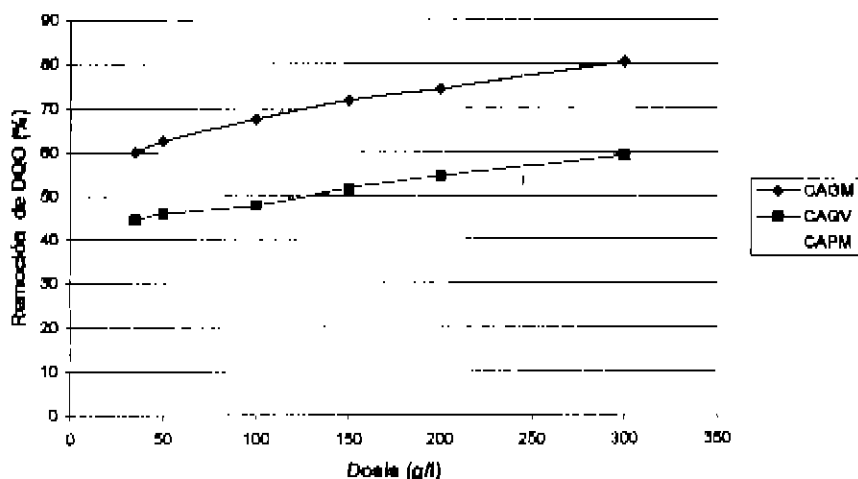


Figura 4.21 Comparación de las dosis empleadas para cada uno de los carbones con la remoción de DQO.

El comportamiento para las remociones de la DQO, es muy similar al reportado anteriormente, solo que en este parámetro los intervalos de remociones son más estrechos, es decir las diferencias existentes entre los carbones no son tan amplias como las registradas en la remoción de color. En la remoción de DQO, el carbón con mayor eficiencia de remoción es el CAGM alcanzando un máximo del 80% para la dosis de 300 g/L. el CAPM logra su máximo empleando la misma dosis y el porcentaje es del 66%. para la misma dosis pero ahora con el CAGV se logra una remoción del 59%.

En la figura 4.22 se puede observar una comparación realizada para el tiempo de prueba de cuatro horas y a una dosis de 100 mg/L.

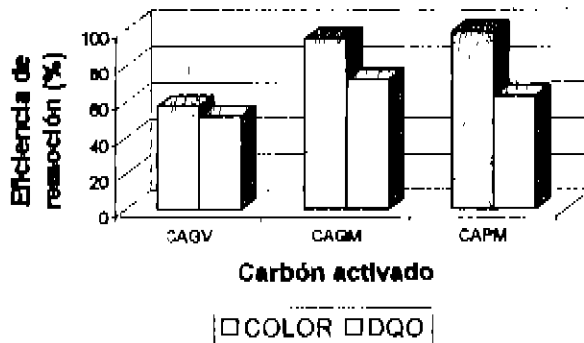


Figura 4.22 Comparación de las remociones de Color y de DQO obtenidas con los tres carbones activados estudiados

Estimación de costos de carbón requerido.

Para cumplir con los fines perseguidos en este estudio, se realiza una estimación de los costos para tratar 100 litros de este tipo de agua mediante el uso de carbón activado.

Los precios unitarios de los carbones activados, se encuentran registrados en el Anexo 1. Tabla A.5.

Para el CAGV, el costo estimado es de \$771.075, los costos para el CAGM y CAPM son de \$793.5.

isotermas

Con los datos obtenidos en la Tabla 4.3, se construyeron las isotermas de Freundlich y Langmuir, para determinar la capacidad del carbón y poder calcular los coeficientes de cada una de las isotermas. La Figura 4.23, son los datos graficados para la isoterma de Freundlich y en la Figura 4.24, se observan las constantes obtenidas para la isoterma de Langmuir.

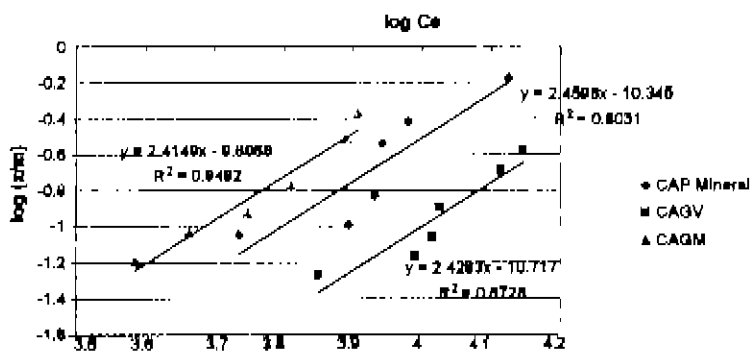


Figura 4.23. isoterma de Freundlich para el agua residual de una industria textil con colorante negro sulfuroso GPD-LIQ-N5, para remoción de color

La Figura 4.23, se obtuvo mediante la ecuación en su forma lineal usando logaritmos, con la cual es posible evaluar los coeficientes el exponente n y la constante k . De esta forma muestra una relación de $\log x/m$ contra $\log C_e$ a diferentes concentraciones de carbón. Los valores para k y n se muestran en la Tabla 4.4 y fueron calculados por el método de mínimos cuadrados con los datos experimentales obtenidos.

Tabla 4.3 Parámetros del modelo de adsorción Freundlich

Tipo de carbón	k	n	Coefficiente de correlación
CAPM	4.52×10^{-11}	0.4065	0.8031
CAGV	1.92×10^{-11}	0.4118	0.8728
CAGM	1.28×10^{-10}	0.4141	0.9492

Los coeficientes de correlación obtenidos por el método de los mínimos cuadrados, son altos. Los resultados mostrados en la tabla también muestran que los valores de n son menores de uno, lo que indica que la adsorción de este tipo de agua sobre los carbones estudiados no es completamente favorable.

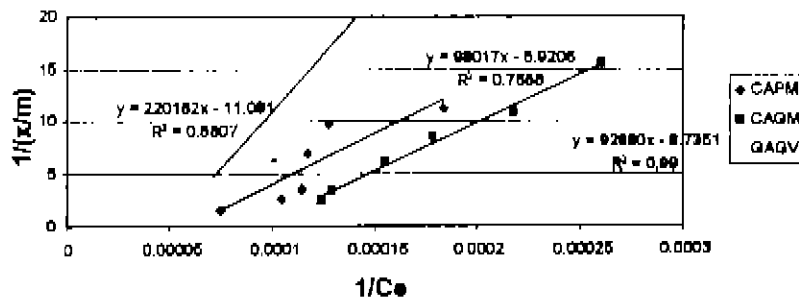


Figura 4.24 isoterma de Langmuir para el agua residual de una industria textil con colorante negro sulfúreo GPD-LIQ-NB, para remoción de color

Al igual que en la isoterma de Freundlich, para graficar los valores obtenidos experimentalmente en las pruebas de adsorción, se empleó la ecuación en su forma lineal del modelo de adsorción de Langmuir (Figura 4.24). Los valores obtenidos para k y a, se muestran en la tabla 4.4

Tabla 4.4 Parámetros del modelo de adsorción de Langmuir

Tipo de carbón	k	a	Coefficiente de correlación
CAPM	-8.040×10^{-10}	-0.188	0.7888
CAGV	-5.037×10^{-6}	-0.090	0.8807
CAGM	-9.39×10^{-5}	-0.1148	0.99

En esta tabla, podemos destacar los altos coeficientes de correlación obtenidos mediante el método de los mínimos cuadrados, especialmente el obtenido para el CAGM. Estos coeficientes son similares a los obtenidos en la isoterma de Freundlich excepto el que resulta para el CAPM

Las características esenciales de la isoterma de Langmuir, puede ser expresada en términos de un factor de separación que es adimensional y constante (Nasser y Hamoda 1995) o parámetro de equilibrio, R, el cual es definido por la siguiente ecuación (Weber y Chakravortl, 1974):

$$R = \frac{1}{(1 + aC_e)}$$

Utilizando esta fórmula se obtienen los siguientes valores para el parámetro R y que se muestran en la tabla 4.5:

Tabla 4.5. Valores de R para diferentes carbones

Tipo de carbón	R
CAPM	-1.13×10^{-3}
CAGV	-1.65×10^{-1}
CAGM	-2.27×10^{-3}

El equilibrio indica la forma de la isoterma como sigue:

Valor de R	Tipo de isotermia
$R > 1$	Desfavorable
$R = 1$	Lineal
$0 < R < 1$	Favorable
$R = 0$	Irreversible

Fuente: Nasser y Hamoda 1995

Los valores obtenidos de R, nos indican que los carbones empleados son favorables para la adsorción del agua residual empleada proveniente de una industria textil que utiliza en su proceso de teñido el colorante negro sulfuroso GPD-LIQ-NS.

4.4 Comparación entre los resultados de los tratamientos utilizados en este estudio bajo las mejores condiciones.

Tratamiento	Reactivo	Dosis	Color Inicial U Pt/Co	DQO Inicial mg/l	%Remoción de Color	%Remoción de DQO
Congulación-floculación-sedimentación	PAX-XL19	50 mg/L	65500	13832	44	26
Adsorción con carbón activado	Carbón mineral en polvo	100 g/l	65500	13832	98	63

8. CONCLUSIONES

El colorante negro sulfuroso GPD-LIQ-NB, utilizado por la industria textil podemos clasificarlo como un colorante que es difícil de remover de las aguas residuales. A pesar de ser un colorante al azufre, presenta características de un colorante disperso puesto que no se alcanzan a formar flocúlos del tamaño necesario para que logren sedimentar. Esto puede deberse a que una vez que el colorante es preparado para su utilización, la industria entre sus recetas agrega algún agente dispersante para optimizar el rendimiento del colorante durante el proceso de teñido.

Con los coagulantes utilizados durante el proceso de coagulación-floculación-sedimentación, se obtuvieron eficiencias de remoción de color bajas, ya que solo alcanzan a remover el 47% del color con dosis de 50 a 250 mg/L, sin embargo, se logra remover hasta el 80% de la DQO.

A pH ácido de 4 a 6, la adición de coagulantes no tiene una aportación al proceso de coagulación-floculación-sedimentación.

Los coagulantes empleados en este estudio, tienen una aportación significativa a la remoción de color cuando son aplicados en intervalos de pH alcalinos, con base en los resultados obtenidos en este estudio el mejor pH para realizar el tratamiento con coagulación-floculación-sedimentación es el del pH=8, con el cual se asegura que la desorción de sulfuro a la atmósfera es mínima y con la cual no se provocan efectos tóxicos al medioambiente circundante.

El polímero DC-421 (catiónico) usado en el estudio, para mejorar el tamaño y la calidad de los floculos formados, logra realizar esta mejora al ser aplicado junto con el coagulante PAX XL19 logrando una eficiencia en remoción de color del 70%, superando el proceso en el cual solo se aplica el coagulante en un 30%, por lo que se concluye que la adición de este polímero puede ser utilizado si se aplica con el coagulante antes mencionado, de no ser así la aplicación de este polímero para este tipo de agua no proporciona resultados que motiven su utilización.

Considerando el aspecto económico, el proceso de coagulación-floculación-sedimentación para este tipo de agua, con los coagulantes empleados es muy rentable ya que se obtienen costos bajos de los requerimientos de reactivos, no superiores a los \$0.60 por m³ de agua tratada.

En el proceso de adsorción con carbón activado, el efecto del pH en este tipo de agua residual no tiene una influencia significativa, ya que el proceso no se ve mejorado en la remoción de color, salvo en el caso del carbón activado vegetal, en el cual el proceso se ve mejorado en un 42%, el agua residual no es acidificada. Para el caso de la DQO, los resultados entre ambas regiones para los tres carbonos estudiados, no presentan diferencias considerables.

En base a los resultados obtenidos, el mejor carbón para el tratamiento de este tipo de agua, es el carbón activado mineral en polvo.

El proceso de adsorción con carbón activado probado en este estudio, es el que mejor resultados proporciona para el tratamiento de esta agua en particular, sin embargo,

las dosis empleadas en este proceso son muy altas, ya que se alcanzaron remociones con dosis de hasta 300 g/L.

En lo que se refiere a los coeficientes obtenidos para las isotermas de adsorción, estos fueron evaluados tomando en cuenta los valores de remoción de DQO, por lo que resultan valores bajos. La construcción de las isotermas de Freundlich y Langmuir, indican que ambas isotermas representan adecuadamente el comportamiento del agua residual y los carbones activados estudiados.

Los valores de remoción en el proceso de adsorción con carbón activado, son muy altos para el caso del color, no así cuando se trata de la remoción de la DQO, es todo puede deberse a la presencia de sustancias diferentes a las partículas del colorante, las cuales no sean fácilmente adsorbibles por su constitución, ya que como se ha mencionado anteriormente, el agua con la que se realizó el estudio, no contiene al colorante puro, sino al colorante gastado, más todos los aditivos químicos que la industria agrega para preparar sus soluciones de tinte.

En el aspecto económico, el costo de los requerimientos de carbón activado es muy alto debido a las altas dosis manejadas, por lo que económicamente no se recomienda su utilización.

Los tratamientos físico-químicos realizados en este estudio, no proporcionan un resultado ampliamente satisfactorio para el tratamiento de esta agua residual en particular.

La conclusión anterior, nos lleva a realizar otra más; el color que se descarga a los cuerpos receptores, no se encuentra regulado dentro de las normas actualmente vigentes, pese al daño que este pueda causar en ellos. Por lo que es necesario que este

parámetro, al igual que otros muchos, sea incluido dentro de la normatividad para que sea regulado y las empresas emisoras de descargas coloridas se preocupen por mejorar sus condiciones de descarga.

Como última recomendación, se propone utilizar un sistema de tratamiento que tome como tratamiento preliminar la coagulación-floculación-sedimentación, seguido del proceso de adsorción con carbón activado.

6. Referencias

- Alan J. Rubin. (1978) *Chemistry of Wastewater Technology*
- Ayers, et.al. (1990) *Environmental Science and Technology handbook*. Government Institutes Inc. p 27
- Beasselevre, E. Schwartz, M. (1976). *The treatment of Industrial Wastes*. Mc Graw Hill. 2 ed. p. 150 – 215.
- Boehm H-P. (1966) Functional groups on the surface of solids. *Angewandte Chemie International edition*, 5 (8) pp 533-539
- Carter M.C., Weber W.J y Olmstead K.P. (1992). Effects of background dissolved organic matter on TCE adsorption by GAC. *JAWWA*, 64(8) PP. 81-91
- Chermisinoff Nicholas P, Paul Chermisinoff. (1993). *Carbon adsorption for pollution control*. Ed. PrenticeHall.
- Crittenden J.C., Hand D.W., et.al. Design consideration for GAC treatment of organic chemical. *JAWWA* 79(1) pp 74-81.
- Cruz, J.F. (1988) *Preparación de carbón activado. Tesis de la Facultad de Química*. UNAM.
- Dalton. *Review of contemporary methods of colour removal. Oxidation*. 1994
- Dublin M.M. (1966) "Porous structure and adsorption properties on active carbon. *Dana Chemistry and Physics carbon*. Walter P.L.Jr. Ed., N.Y.
- Eckenfelder. (1985). *Industrial Water Pollution Control*. Mc Graw Hill. 2 ed., pag 95. Ed. Mc Graw Hill.
- Eckenfelder W.W Jr. (1990) *Granular Carbon Adsorption of toxics. Toxicity reduction in Industrial effluents*. Lankford PW. And Eckenfelder W. Jr. USA.
- Enciclopedia of chemical Technology*. Kira-Othmer. Wiley-Interscience. 4 ed. Vol 5 (535 – 620)
- Encyclopedia of Industrial Chemistry*. Ullman's. VA9 P74-123
- EPA. (1996). *Best Management practices for pollution prevention in the textile industry*.
- Ford, D.L. (1976). Carbon adsorption as an advanced waste water treatment process program. *Water & Technology*. (10) pp 1-18
- Gaid, K. (1981). *Modes d'élimination de composés sur filtres*. Thèse Docteur d'Etat. Université de Rennes I.B. 344,200
- Jeroniac, M, R. Maday. (1985) *Physical adsorption on heterogeneous solids*. Ed Elsevier. p 1-4
- Keller G.E. (1995) Adsorption building upon a solid foundation. *Chemical Engineering Program*. October. Pp 58-65
- Kemmer, McCallion. *Manual del agua . Su estructura, tratamiento y aplicaciones*. Nalco. T 3. 1990
- Lankford, Perry W. et.al (1990) *Powdered Activated Carbon Treatment (PACT) Toxicity reduction in Industrial effluents*. Ed Lankford and Eckenfelder.

- Le Cloirec P. y Martin G. (1984)** Le Charbon actif. Le matériau et son utilisation dans le traitement de l'eau. T.S.M-L'Eau 79(4) PP 175-182
- Mc Guire y Suffis, H. (1978).** Adsorption of organics from domestic water supplies. IAWWA. Water Technolog/Quality. 11, pp 621-636
- Marmagna, D. C. Coste.** Color Removal From Textile Plant Effluents. American Dyestuff Reporter. 1996 p. 15-21
- Mason I, Richard.** Principles of adsorption and reaction on solid surfaces. John Wiley & Sons INC, 1980.
- Mendoza, W, M. Guerrero, E. Bustos y M. Arías. (2002).** Tratamiento electroquímico de aguas residuales en la industria textil. XIII Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ambiental.
- Najm I N., Snoeyink V.L., Lynkins B. W. Jr y Adams J.Q. (1990)** Effect of particle size and background natural organics on the adsorption efficiency of PAC. IAWWA 82(1), PP 65-72
- Nassar, M.M., M.F. Hamoda y G.H. Radwan. (1995)** Adsorption equilibria of basic dyestuff onto palm-fruit bunch particles. Wat.Sci. Technol. 32 (11) 27-32
- Nemerow. Agardy.(1998)** Strategies of Industrial and Hazardous waste Management. International Thomson Publishers. P. 280.
- Noll, Kenneth. Gounaris Vassilios. Wain-Sun Hou. (1992)** Adsorption Technology for Air and Water Pollution Control. Lewis Publishers INC
- Pawłowski, L.(1982)** Physicochemical methods for wastewater treatment. Studies in Environmental Science 19. Ed. Elsevier.
- Randkat S.J. y Jepsen C.P. (1982).** Effects of salts on activated carbon adsorption of fulvic acids. JAWWA 73(2) pp. 84-83
- Reife.** Review of contemporary methods of color removal. 1998.
- Reimers R, Englands, A. Jr, Leftwich, D., LoCh., and Kalnz R. (1978).** Evaluation of organics adsorption by activated carbon. Chemistry of Wastewater Technology. Alan J. Dublin Publisher.
- Roda I, Marutovski, R.M., Kagarov V.Y. y Anthonyuk N.G. (1989)** Sorption method for separation of multicomponent mixtures of organic substances. JAWWA 81(12), pp 1059-1067
- Romero, M. (2000)** Tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios por métodos físico-químicos, Influencia del pretratamiento sobre el procedimiento de adsorción como etapa de pulimento. Tesis.
- Rook J.J. (1983)** Comparison of the removal of halogenated and other organic compounds in pilot filters, In : Treatment of water by GAC. M.J. McGuire and I.H Suffet (Eds). Advances in chemistry series 202. American Chemistry. Suo Washington D.C. pp 445-480

- Rouquerol, F. Rouquerol, J. Sing, K. (1999)** Adsorption by powders and porous solids. Principles, methodology and applications. Academic Press.
- Sana Fonfria Ramón; Ribes Joan de Pablo. (1989)** Ingeniería Ambiental control y tratamiento. Marcombo. page 69 – 73.
- Selim H, Magdi and AMACHER Michel C. (1997)** Reactivity and Transporte of Heavy metals in soils. Lewis Publishers CRC Press.
- Shreve, Norris; Brink, Joseph. (1977)** Chemical Process Industries. Mc Graw Hill. 4a ed.
- Slejko, Frank L. (1982)** Adsorption Technology. Ed Marcel Dekker Inc
- Smith E.H. (1991).** Evaluation of multicomponent adsorption equilibria for organic mixtures onto activated carbon. *Water Research*, 25(2) 125.
- Sorial G.A., Suldon M.T., Vidic R.D. y Brener P.C. (1993)** Effect of GAC Characteristics on adsorption of organics pollutants. *Water Environmental Research* 65(1) pp 53-57.
- SRH.** Estudio sobre usos de las aguas, métodos y costos para el control de la contaminación del agua residual en la Industria de acabados textiles. 1974
- Stephenson, T y S. Judd. (2002)** Process Science and Engineering for Water and Wastewater Treatment. *Water and Wastewater Process Technologies Series.* IWA Publishing.
- Subsecretaría de Ecología. (1991).** Estudio del Manejo y Esquemas de Solución Para el Control de la Contaminación del Agua en la Industria Textil. Tomo 1, 1-179
- Tapia Vargas. (1975)** Estudio relativo a la adsorción. Tesis de Ingeniería Química de la Facultad de Química UNAM
- Teh Fu Yen. (1999).** Environmental Chemistry principles for environmental Processes. Vol 4B. Prentice Hall.
- The Colour Index. (1957)** The society of dyers and colourists. The American Association of textile chemists and colourists, Vol 2,3
- Tien. (1994).** Adsorption calculation and modelling. Butterworth-Heinemann. Ed. USA.
- Türkman, A. Odu. O. (1991)** New Developments In Industrial Wastewater Treatment. ASI. p. 127 '131.
- UNEP. (1994)** The Textile Industry and the environment.
- Urquiza, E. (2000).** Efecto de las variables experimentales en la evaluación de las isotermas de adsorción. Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental de la Facultad de Ingeniería UNAM.
- Vidic R.D., Suldon M.T., Traegner U.K. y Nakhla G.F. (1990).** Adsorption isotherms: illusive capacity and the role of oxygen. *Water and Research* 24(10) pp. 1187-1195

-
- Vidic R.D., Suldon M.T., Sorial G.A y Brenner P.C. (1993).** Molecular oxygen and the adsorption of phenols- effect of functional groups. *Water Environmental Research*. 65(2) pp. 156-161
- Water and Research, 33 (8) page 1817-1826. 1999.** Seminario en tratamiento Químico del agua.
- Weber, T.W. y Chakkravorti, R.K. (1974).** Pore and solid diffusion models for fixed bed adsorbars. *AICHE J.* 20 228
- Weber J W Jr. y Morris. (1963)** Equilibria and capacity for adsorption on carbon. *Journal Sanitary Engineering. Div 69* pp 31-59
- Weber, J Walter, Jr. (1972)** *Physicochemical Process for Water Quality Control.* Ed. John Wiley and Sons.
- Weber J Walter, Jr & Smith E. H. (1987)** Simulation and design models for adsorption process. *Environmental Science Technology*, 21 (11) pp 1040-1050.
- Wedler, G. (1982)** *Chemisorption an experimental approach.* Butterworths.
- Woerner, Douglas. (2000)** *Membrane Technology in textile operations.* Koch Membrane Systems.
- Zhou M.L. (1992)** Modélisation de l'adsorption sur charbon actif. Thèse de Doctorat Université de Rennes 1, No d'ordre 724
- Zurita, F. (1997)** Comparación de los procesos desorción, adsorción y biodegradación en la remoción de sustancias orgánicas tóxicas de efluentes industriales. Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental de la Facultad de Ingeniería UNAM.

ANEXO 1

En la Tabla A.1 se presentan las mejores dosis obtenidas para los cuatro coagulantes estudiados. En ella se puede apreciar que la mejor dosis se obtiene utilizando el coagulante PAX XL19 con 50 mg/L a un pH de 8, y también se observa que todos los coagulantes empleados reaccionan positivamente en pH del intervalo alcalino.

Tabla A.1 Mejores dosis de coagulantes

Coagulante	Dosis	pH
PAX XL19	50 mg/L	8
Ferix 3	100 mg/L	8
Sulfato de aluminio	50 mg/L	8
Cloruro férrico	150 mg/L	8

Los resultados obtenidos para los coagulantes aniónico OPTIFLOC A-1638 y el catiónico DC-491, están registrados en la tabla A.2.

Tabla A.2 Prueba de coagulantes con polímeros

Coagulante	Dosis (mg/L)	pH	Polímero Catiónico Dosis mg/L	Color (%)	DQO (%)
$Al_2(SO_4)_3$	100	8	0.3	34	68
PAX XL19	50	8	0.3	39	47
$FeCl_3$	100	8	0.3	75	73

Los resultados obtenidos en las pruebas de carbón activado, se encuentran registrados en la Tabla A.3., y son los valores obtenidos al final de la prueba, es decir después de un tiempo de cuatro horas y con la dosis de 300 mg/L.

Tabla A.3. DQO y Color finales para las pruebas de adsorción a diferentes dosis

Dosis (g/L)	DQO (mg/L)			Color (u Pt/Co)		
	CAGM	CAGV	CAPM	CAGM	CAGV	CAPM
35	6550	14003	9648	5500	2200	878
50	7742	13033	8760	4700	19150	700
100	6449	10808	8533	1800	12100	500
150	5800	10365	7835	1437	11050	312
200	4803	9759	5441	1400	8050	137
300	3848	7091	-	333	3950	-

Los precios empleados para la estimación de costos de los coagulantes empleados se encuentran en la Tabla A.4., el valor cotizado del dólar el 20 de octubre del 2004 fue de 11.28 pesos.

Tabla A.4 Precios para los productos utilizados en las pruebas de coagulación-floculación-sedimentación

Producto	Precio	Unidad
FAX XL16	440 Dol	Ton
	.44 Dol	Kg
FERIX 3	380 Dol	Ton
	.380 Dol	Kg
Al ₂ (SO ₄) ₃ (Granular)	1.75 pesos	Kg
FeCl ₃	3.75	Pipa
OPTIFLOC A-1838	3.80 Dol	Kg
DC-491	1.90 Dol	kg

Para la estimación de costos de los carbones activados, los precios de los carbones se muestran en la Tabla A.5.

Tabla A.5. Precios para los carbones activados empleados en este estudio.

Tipo de Carbón	Precio + IVA	Unidad
CAGV	25.7025	Kg
CAGM	28.45	Kg
CAPM	28.45	Kg

Nota: Los precios son a octubre del 2004