



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**

**FACULTAD DE QUÍMICA**

**COMBINACIÓN DE OXIDACIÓN AVANZADA Y ADSORCIÓN Y  
BIODEGRADACIÓN SOBRE CARBÓN ACTIVADO PARA LA  
DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES.**

**T E S I S**

**Mancomunada**

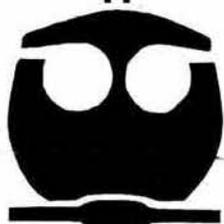
**QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE**

**INGENIERA QUÍMICA**

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

**BRENDA DEL CARMEN MUÑOZ RAMÍREZ**

**WENDY JIMÉNEZ RAMÍREZ**



**EXAMENES PROFESIONALES  
FACULTAD DE QUÍMICA**

**MÉXICO, D.F.**

**2004**



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.

**Jurado Asignado:**

<b>Presidente</b>	<b>Profa. Leticia María de los Ángeles González Arredondo</b>
<b>Vocal</b>	<b>Prof. Rodolfo Torres Barrera</b>
<b>Secretario</b>	<b>Prof. Alfonso Durán Moreno</b>
<b>1er. Suplente</b>	<b>Prof. Víctor Manuel Luna Pabello</b>
<b>2do. Suplente</b>	<b>Profa. Hilda Calderón Villagómez</b>

**Sitio donde se desarrolló el tema:**

**Programa de Ingeniería Química Ambiental y Química Ambiental,  
Lab. 301-E, Facultad de Química, UNAM**

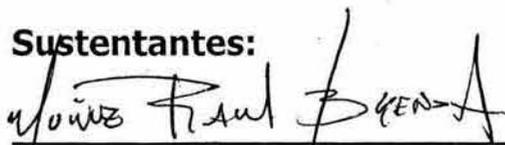
**Asesor del tema:**



---

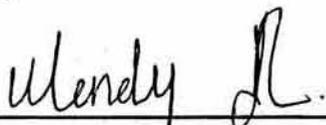
**Dr. Alfonso Durán Moreno**

**Sustentantes:**



---

**Brenda del Carmen Muñoz Ramírez**



---

**Wendy Jiménez Ramírez**

# DEDICATORIAS

*A MIS PADRES*

SRA. CARMEN RAMÍREZ QUIROZ  
ING. MIGUEL MUÑOZ GUTIERREZ

*A MIS HERMANOS*

D.C.G. MIGUEL ANGEL MUÑOZ RAMÍREZ  
LIC. BERENICE MUÑOZ RAMÍREZ  
RICARDO MUÑOZ RAMÍREZ

*A MIS ABUELITOS*

SRA. ANTONIA QUIROZ  
SR. SEVERIANO RAMÍREZ  
SRA. IGNACIA GUTIERREZ (q.d.e.)  
SR. JOSÉ DOLORES MUÑOZ (q.d.e.)

*A MI NOVIO*

LUIS LEONARDO PÉREZ CHAMORRO

POR APOYARME Y DARME LA CONFIANZA SIEMPRE, POR QUE CADA UNO DE USTEDES SON UN EJEMPLO VIVO DE LUCHA Y DE INSPIRACIÓN PARA SEGUIR EN ESTE ARDUO CAMINO DE LA VIDA LOS QUIERO MUCHO.

BREND.

**BRENDA DEL CARMEN MUÑOZ RAMÍREZ**

# AGRADECIMIENTOS

*A DIOS*

Gracias por no recibir nada de lo que pedí, pero si todo lo que deseaba.

*A MIS PADRES*

Por darme la vida y permitirme estar aquí.

*MAMA*

Gracias por dedicar tu vida a cuidarme educarme cuidarme, quererme y guiarme, no hay forma de pagártelo te admiro y te quiero mucho mami.

*PAPA*

Gracias por todo tu esfuerzo para darme siempre lo mejor, por enseñarme a luchar por lo que quiero, por tu gran apoyo; eres mi fuerza, te admiro y te quiero mucho papi.

*A MIS HERMANOS*

*MIGUE*

Mi hermano mayor me siento muy orgullosa de ti, gracias por tu apoyo incondicional, te quiero mucho.

*BERE*

La mejor hermana del mundo, no podía haber tenido una mejor, eres una gran mujer en todos los sentidos; gracias por estar siempre pendiente.

*RIKI*

Gracias por que a pesar de ser mi hermano chiquito eres ya un gran hombre que me ha enseñado mucho, tu puedes lograr todo lo que te propongas como hasta ahora; te quiero mucho.

*A MIS ABULITOS*

Por darme unos padres maravillosos.

*A MI NOVIO*

*LEO*

Amor gracias por todo lo que me has enseñado y ayudado, eres un gran hombre al que admiro y llevo en mi corazón por siempre. Te amo.

**BRENDA DEL CARMEN MUÑOZ RAMÍREZ**

# AGRADECIMIENTOS

## *A MIS AMIGAS Y AMIGOS*

Francisco, Javier, Víctor, Iván, Fajardo, Alfredo, David, Guillermo, Alejandro, Minerva, Blanca, Ana, Claudia, Nora, Luis, Ricardo, Jerónimo, Erasto, Mauricio, Jorge, a todos los miembros del FOBACHUPE actualmente FOBACORP; Irazú, Kathía, Mauricio, Irma, Wendy, Erika, Luis, Ricardo; gracias por su apoyo y amistad los quiero.

Marco es un placer coincidir contigo en esta vida te quiero.

## *AL DR. ALFONSO DURÁN MORENO*

Por su paciencia, comprensión, enseñanzas, tiempo; para permitirme terminar esta etapa profesional, gracias por todo su apoyo.

## *A LA MÁXIMA CASA DE ESTUDIOS LA UNAM*

Por darme la oportunidad de formarme como profesionista y permitirme culminar con un propósito más en vida.

**GRACIAS.**

**BRENDA DEL CARMEN MUÑOZ RAMÍREZ**

# AGRADECIMIENTOS

## *A MIS PADRES*

Por todos sus sacrificios, por todos sus desvelos, por sus oraciones, por ser unos padres maravillosos y por apoyarme en todo momento de mi vida, por alentarme a seguir adelante y lograr mis metas.

## *A MI ESPOSO Y MI HIJO*

Por ser la base impulsora de mi vida.

## *A MI HERMANO*

Por estar conmigo y apoyarme.

## *A LA FAMILIA PAZ DOMÍNGUEZ*

Por todo su apoyo durante mi carrera universitaria.

## *A MI ABUELO MANUEL JIMÉNEZ Y MI ABUELA TERESA PAZ*

Por todos sus consejos y su apoyo durante la realización de mi tesis abuelo aunque ya no estés con nosotros siempre seguirás presente en mi mente y mi corazón.

## *AL DR. ALFONSO DURÁN MORENO*

Por todo su apoyo que fue fundamental para llegar a esta meta tan anhelada por mi.

## *A BRENDA MUÑOZ RAMÍREZ*

Por todo el apoyo incondicional que me dio sin importar todas las circunstancias que pasamos durante la elaboración de la tesis.

***WENDY JIMÉNEZ RAMÍREZ***

# ÍNDICE

<b>CAPITULO 1. INTRODUCCIÓN.....</b>	<b>9</b>
1.1 ANTECEDENTES .....	9
1.2 OBJETIVO.....	12
1.3 HIPÓTESIS .....	13
1.3.1 Hipótesis sobre el método de Fenton .....	13
1.3.2 Hipótesis sobre la adsorción-biodegradación sobre carbón activado.....	14
<b>CAPITULO 2. FUNDAMENTOS.....</b>	<b>15</b>
2.1 CONTAMINACIÓN DEL AGUA.....	15
2.1.1 Origen y naturaleza de los productos contaminantes .....	16
2.1.2 Clasificación de los procesos de tratamiento .....	17
2.2 REACCIÓN DE FENTON.....	19
2.2.1 Aspectos teóricos.....	19
2.2.2 Coagulación-floculación .....	20
2.2.3 Oxidación avanzada .....	20
2.2.4 Reacción Fotocatalítica de Fenton .....	21
2.2.5 Reacción Térmica de Fenton.....	22
2.2.6 Reactividad de los radicales hidroxilo.....	23
2.2.7 Oxidación de la materia orgánica.....	24
2.2.8 Factores que influyen en la reacción de Fenton .....	25
2.2.8.1 Efecto del pH.....	25
2.2.8.2 Efecto de la temperatura.....	26
2.2.8.3 Efecto de la concentración de reactivos .....	26
2.2.9 Aplicación del método de Fenton en el tratamiento de aguas.....	27
2.3 GENERALIDADES DE LA ADSORCIÓN SOBRE CARBÓN ACTIVADO.....	31
2.3.1 Definición de adsorción.....	31
2.3.2 Tipos de Adsorción .....	31

2.3.3	Mecanismo de la adsorción .....	32
2.3.4	Modelación de los equilibrios isotérmicos de adsorción.....	33
2.3.5	Isotermas de adsorción para un solo soluto.....	34
2.3.6	Carbón activado.....	35
2.3.7	Factores que afectan la adsorción sobre carbón activado.....	37
2.3.7.1	Naturaleza del adsorbato .....	37
2.3.7.2	Naturaleza del adsorbente .....	38
2.3.7.3	Efecto del pH.....	39
2.3.7.4	Temperatura.....	39
2.3.8	Métodos de regeneración del carbón activado .....	39
2.3.8.1	Regeneración térmica .....	40
2.3.8.2	Regeneración química .....	40
2.3.8.3	Regeneración biológica .....	41
2.3.8.4	Otros .....	41
2.3.9	Disposición final del carbón activado saturado.....	42
2.3.10	Aplicación del carbón activado en el tratamiento de aguas. ....	42
2.3.11	Aplicación del carbón activado en el tratamiento de aguas residuales .....	43
2.3.12	Tipos de carbón activado.....	44
2.3.13	Ejemplos de carbón activado utilizados en el tratamiento de aguas. ....	45
2.4	<i>SISTEMAS DE ADSORCIÓN CON CARBÓN ACTIVADO.....</i>	45
2.4.1	Sistemas que utilizan carbón activado en polvo.....	46
2.4.2	Aplicación del carbón activado en la producción de agua potable .....	49
2.4.3	Contaminantes removidos con carbón activado en los sistemas de producción de agua potable.....	50
2.5	<i>APLICACIÓN DEL CARBÓN ACTIVADO EN CONJUNTO CON EL PROCESO DE COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN PARA PRODUCCIÓN DE AGUA POTABLE.....</i>	52
2.5.1	Sistemas de Carbón Activado Asistidos Biológicamente SCAAB.....	53
2.5.1.1	Descripción general de los SCAAB .....	54
2.5.1.2	Mecanismo de funcionamiento de los SCAAB.....	56
2.5.2	Proceso de bio-regeneración del carbón activado .....	58
2.5.3	Influencia de variables de operación. ....	59

2.5.3.1	Tiempo de Contacto .....	60
2.5.3.2	Temperatura.....	61
2.5.4	Tipo de carbón activado .....	62
2.5.5	Ventajas de los SCAAB .....	62
2.5.6	Inconvenientes de los SCAAB .....	63
2.6	<i>ECUACIÓN DE BOHART Y ADAMS</i> .....	64
2.6.1	Función Logística Generalizada.....	66
2.7	<i>FUNDAMENTOS DE LAS TÉCNICAS ANALÍTICAS EMPLEADAS</i> .....	68
2.7.1	Muestreo y caracterización del agua residual a tratar .....	68
2.7.2	Pruebas fisicoquímicas .....	68
2.7.2.1	Temperatura y pH.....	68
2.7.2.2	Demanda Química de Oxígeno .....	68
2.7.2.3	Turbiedad.....	70
2.7.2.4	Color.....	71
2.7.2.5	Pruebas microbiológicas.....	71
<b>CAPITULO 3.</b>	<b>METODOLOGÍA .....</b>	<b>72</b>
3.1	<i>METODOLOGÍA DE MUESTREO</i> .....	74
3.2	<i>Técnicas empleadas</i> .....	75
3.2.1	Pruebas fisicoquímicas .....	75
3.2.1.1	Demanda Química de Oxígeno .....	75
3.2.1.2	Turbiedad.....	77
3.2.1.3	Color.....	77
3.2.1.4	Sólidos Suspendidos Totales (SST) .....	77
3.2.1.5	Nitrógeno Total Kjeldahl.....	78
3.2.1.6	pH.....	80
3.2.1.7	Temperatura.....	80
3.2.2	Pruebas microbiológicas.....	81
3.2.2.1	Preparación de los medios de cultivo .....	82
3.2.2.2	Preparación del medio Endo Agar para coliformes totales .....	83
3.2.2.3	Preparación del medio M-FC Agar para coliformes fecales .....	83
3.2.2.4	Preparación del medio Agar para Salmonella y Shigella .....	83

3.2.2.5	Técnica del filtro de membrana.....	84
3.2.2.6	Metodología para Escherichia coli.....	86
3.3	<i>METODOLOGÍA EXPERIMENTAL DE LAS PRUEBAS PARA EL MÉTODO DE FENTON</i> .....	87
3.3.1	Metodología para la determinación de la mejor relación y dosis para los reactivos de Fenton.....	88
3.4	<i>METODOLOGÍA PARA LA ADSORCIÓN Y ADSORCIÓN-BIODEGRADACIÓN EN COLUMNAS DE CARBÓN ACTIVADO</i> .....	89
3.4.1	Preparación del carbón activado.....	89
3.4.2	Columnas de adsorción en carbón activado.....	90
3.4.3	Isotermas de adsorción.....	90
<b>CAPITULO 4.</b>	<b>RESULTADOS, ANÁLISIS Y DISCUSIÓN</b> .....	<b>91</b>
4.1	<i>CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL CRUDA</i> .....	91
4.2	<i>PRETRATAMIENTO CON EL MÉTODO DE FENTON</i> .....	94
4.2.1	Determinación de la mejor relación de reactivos de Fenton.....	94
4.2.2	Determinación de la mejor dosis de reactivos de Fenton.....	98
4.2.3	Remoción de Nitrógeno Total Kjeldahl.....	102
4.2.4	Eliminación de microorganismos con el método de Fenton.....	105
4.3	<i>ISOTERMAS DE ADSORCIÓN</i> .....	107
4.4	<i>ADSORCIÓN EN CARBÓN ACTIVADO</i> .....	110
4.4.1	Ensayos con las columnas empacadas con carbón abiótico y carbón biótico..	111
4.4.1.1	Resultados de la columna abiótica.....	111
4.4.1.2	Resultados de la columna biótica.....	113
4.5	<i>COMPARACIÓN ENTRE LA COLUMNA ABIÓTICA Y BIÓTICA</i> .....	115
4.6	<i>FUNCIÓN LOGÍSTICA GENERALIZADA</i> .....	119
<b>CONCLUSIONES</b> .....		<b>122</b>
<b>BIBLIOGRAFÍA</b> .....		<b>124</b>

## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2.1.	Composición típica del agua residual doméstica bruta (Metcalf y Eddy, 1996).	18
Tabla 2.2.	Poder de oxidación relativa de diferentes especies químicas .....	24
Tabla 2.3.	Aplicación del método de Fenton en el tratamiento de aguas contaminadas con diversas sustancias .....	30
Tabla 2.4.	Modelos matemáticos de Isotermas de Adsorción (Durán-Moreno, 1997)	36
Tabla 2.5.	Características de algunos carbones activados comerciales fabricados en México y Estados Unidos (Degrémont, 1999) .....	47
Tabla 3.1.	Métodos que regulan las técnicas analíticas aplicadas para la medición de los distintos parámetros .....	76
Tabla 3.2.	Selección del volumen de la muestra (APHA, 1992) .....	79
Tabla 3.3.	Medios de cultivo empleados .....	82
Tabla 3.4.	Características de tipo de carbón activado utilizado .....	89
Tabla 4.1.	Características del agua cruda proveniente de la mezcla Gran Canal y Río Churubusco (Promedio) .....	91
Tabla 4.2.	Características del agua cruda proveniente de la PTARCU (Promedio) .....	93
Tabla 4.3.	Características del agua tratada del Gran Canal y del Río Churubusco para determinar la mejor relación de reactivos de Fenton (Promedio) .....	95
Tabla 4.4.	Características del agua tratada de PTARCU para determinar la mejor relación de reactivos de Fenton (Promedio) .....	97
Tabla 4.5.	Características del agua tratada del GC y RCh para determinar la mejor dosis de reactivos de Fenton (Promedio) .....	99
Tabla 4.6.	Características del agua tratada de la PTARCU, para determinar la mejor dosis de reactivos de Fenton (Promedio) .....	101
Tabla 4.7.	Porcentajes de remoción del Nitrógeno Total Kjeldahl en distintas corridas, para el agua residual del GC y RCh .....	103

Tabla 4.8. Porcentajes de remoción del Nitrógeno Total Kjeldahl en distintas corridas, para el agua de la PTARCU .....	104
Tabla 4.9. Resultados promedio de las pruebas para detectar presencia de microorganismos patógenos, en el agua del GC y RCh.....	105
Tabla 4.10. Resultados promedio de las pruebas para detectar presencia de microorganismos patógenos, en el agua de la PTARCU.....	106
Tabla 4.11. Constantes de Freundlich y de Langmuir para las isothermas de adsorción sobre el carbón F-400 (Dosis de carbón activado de 0.025-0.25g/L para la remoción de la DQO) .....	108
Tabla 4.12. Características de agua a tratar por adsorción y adsorción-biodegradación. ....	110
Tabla 4.13. Resultados de la Función Logística Generalizada para las columnas abiótica y biótica.....	120

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1.	Mecanismo de la adsorción propuesto por Weber y Smith (1987) .....	33
Figura 2.2.	Estructura del grafito(a) y del carbón activado (b) .....	38
Figura 2.3.	Estructuras hipotéticas de las sustancias húmicas (a) según Gamble y Schnitzer (1974); (b) según Berrgmann (1978) (Rebuhun y Lurie, 1993).....	50
Figura 2.4.	Representación de las curvas de operación de sistemas de carbón activado funcionando en condiciones abióticas y bióticas (Durán-Moreno, 1997)...	55
Figura 2.5.	Valores de CODB en el efluente a diferentes concentraciones iniciales y tiempos de contacto a una temperatura de 20°C (Monterio, 1994).....	60
Figura 2.6.	Efecto de la temperatura sobre la eliminación de CODB hasta un valor máximo de 0.2 mg/L en el efluente (Monteiro, 1994) .....	61
Figura 3.1.	Metodología para el tratamiento de la mezcla 1: 1 del agua residual conducida por el Gran Canal y el Río Churubusco.....	73
Figura 3.2.	Metodología para el tratamiento del agua residual de la Planta de Tratamiento de C.U.....	73
Figura 4.1.	Porcentajes de remoción de los parámetros fisicoquímicos en la determinación de la relación óptima de reactivos de Fenton para el agua del GC y RCh .....	95
Figura 4.2.	Porcentajes de remoción de los parámetros fisicoquímicos en la determinación de la relación óptima de reactivos de Fenton para el agua de PTARCU .....	97
Figura 4.3.	Porcentajes de remoción de los parámetros fisicoquímicos en la determinación de la dosis óptima de reactivos de Fenton para el agua del GC y RCh .....	100
Figura 4.4.	Porcentajes de remoción de los parámetros fisicoquímicos en la determinación de la dosis óptima de reactivos de Fenton para el agua de la PTARCU .....	102

Figura 4.5. Porcentajes de remoción de Nitrógeno Total Kjeldahl en diferentes corridas experimentales.....	104
Figura 4.6. Porcentajes de remoción promedio en el pretratamiento, de todos los parámetros medidos en el agua tratada con método de Fenton. ....	107
Figura 4.7. Isoterma de Freundlich para la eliminación de la DQO .....	109
Figura 4.8. Isoterma de Langmuir para eliminación de la DQO .....	109
Figura 4.9. Curva de operación para la adsorción de color en la columna abiótica...	112
Figura 4.10. Curva de operación para la adsorción de DQO en la columna abiótica	112
Figura 4.11. Curva de operación para la eliminación de turbiedad en el efluente de la columna abiótica .....	113
Figura 4.12. Curva de operación para la eliminación de color del efluente de la columna biótica.....	114
Figura 4.13. Curva de operación para la adsorción de DQO del efluente de la columna biótica.....	114
Figura 4.14. Curva de operación para la eliminación de Turbiedad del efluente de la columna biótica .....	115
Figura 4.15. Curvas de operación de los sistemas de carbón activado funcionando en condiciones abióticas y bióticas, para la adsorción de color. ....	116
Figura 4.16. Curvas de operación de los sistemas de carbón activado funcionando en condiciones abióticas y bióticas, para la adsorción de la DQO.....	117
Figura 4.17. Curvas de operación de los sistemas de carbón activado funcionando en condiciones abióticas y bióticas, para la eliminación de Turbiedad. ....	117
Figura 4.18. Función logística generalizada para la columna abiótica .....	119
Figura 4.19. Función logística generalizada para la columna biótica .....	120

## **CAPITULO 1. INTRODUCCIÓN**

### **1.1 ANTECEDENTES**

Abastecer a la población de agua potable es una de las tareas fundamentales de las autoridades de salud pública. Pocas cosas son tan necesarias como el agua para una vida plena y satisfactoria, es decir, de calidad.

Lamentablemente, muchas veces, el consumo de agua suministrada causa graves problemas de salud y, en ocasiones, hasta puede producirse la muerte. Esto ocurre porque el agua no tiene la calidad necesaria para el consumo humano. En otras palabras, no basta con abastecer de agua a la comunidad; el agua suministrada tiene que ser inocua para evitar que cause enfermedades.

Con el fin de que el agua tenga la calidad necesaria, es preciso, ante todo, protegerla de las distintas fuentes de contaminación. Prevenir siempre es mejor que remediar. Cualquier medida tendiente a prevenir la contaminación es mejor y más beneficiosa que todas las medidas adoptadas para recuperar la calidad perdida.

Por desgracia, los recursos hídricos destinados al abastecimiento humano son cada vez más escasos y su calidad es cada vez más pobre. Urge tomar cuanta medida sea posible o necesaria para proteger los manantiales de donde proviene el agua de consumo.

Con el presente trabajo se espera realizar una aportación en lo que se refiere a la preservación de nuestros recursos hídricos; atacando los problemas de escasez de agua potable en una cierta medida reutilizando eficientemente las aguas residuales para aplicaciones que no requieren de un agua de calidad potable.

En la Ciudad de México, la escasez de agua es un problema complejo en el que intervienen un gran número de factores como, por ejemplo, las fugas de agua potable en las redes de distribución. Otro problema del Valle de México en materia de abastecimiento de agua potable, está relacionado con el agotamiento progresivo del acuífero, el cual suministra casi el 70% del agua potable que se consume en esta zona. Por lo anterior, se hace evidente la necesidad de implementar medidas tendientes ya sea a disminuir la demanda de agua potable y/o medidas encaminadas a proveer agua potable de fuentes alternas.

En 1995, se emitió un informe preliminar del proyecto "Estudio de factibilidad del saneamiento del Valle de México", elaborado por la Comisión Nacional del Agua (CNA), el Gobierno del Distrito Federal (GDF) y los gobiernos de los Estados de Hidalgo y del Estado de México. En este estudio se informa que el drenaje urbano es un drenaje combinado. Esto implica que, en la Ciudad de México las aguas residuales sean de tipo mixto ya que el drenaje urbano recoge aguas residuales domésticas e industriales (CNA, 1995). Kuo (1992), Lin (1995) y Solozhenko (1995) en sus estudios sobre aguas residuales industriales, mencionan que éstas se caracterizan por altos niveles de DQO, DBO<sub>5</sub>, color, sólidos suspendidos, etc. Chamarro et al. (2001) mencionan que este tipo de aguas, además, contiene compuestos orgánicos solubles que son tóxicos o no degradables. Para la depuración de este tipo de aguas, se considera que un proceso tradicional de tipo biológico no sería adecuado debido a la muy probable presencia de compuestos inhibidores de la actividad biológica. Por lo que un proceso fisicoquímico resulta más conveniente.

Por lo anterior se propone utilizar una combinación de tratamientos fisicoquímicos para el tratamiento de aguas residuales. Como una etapa de pretratamiento se considera la utilización del método de Fenton y como etapa de depuración complementaria se propone el uso de un sistema de carbón activado asistido biológicamente.

Este trabajo plantea utilizar un tren de tratamiento cuya primera etapa sea la utilización del método de Fenton. El método de Fenton es un proceso muy interesante debido a que es una técnica de tratamiento que implica dos procesos en un solo reactor (coagulación-floculación y oxidación avanzada). La coagulación-floculación depura la calidad del agua al agrupar las partículas y contaminantes suspendidos y sedimentarlos en forma de lodo, mientras que la oxidación, aparte de degradar moléculas complejas llevándolas a subproductos más simples, desinfecta el agua, eliminando todos los agentes patógenos del agua tratada y removiendo los parásitos a los lodos formados. Este proceso es utilizado con gran éxito en varias plantas extranjeras para el tratamiento de aguas residuales contaminadas con una amplia gama de compuestos. En México, el Instituto de Ingeniería (II) (Ramírez-Zamora et al., 2000) han demostrado que este método se puede aplicar eficientemente en el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios.

La siguiente actividad realizada, basada en la última etapa de un tren de tratamiento de aguas residuales fue la de someter el agua tratada por el método de Fenton, a los sistemas de carbón activado asistidos biológicamente (mejor conocidos como sistemas de carbón activado biológico) que han sido usados ampliamente en el tratamiento de aguas residuales y de aguas industriales con fenoles (Durán, 1997). Resulta así, interesante la evaluación de un pretratamiento con el método Fenton para facilitar la adsorción de compuestos orgánicos sobre microorganismos fijos a la superficie del carbón activado.

Para poder determinar la eficiencia del sistema de tratamiento para la depuración de las aguas residuales se realizaron pruebas fisicoquímicas como: DQO, color, turbiedad, sólidos totales, nitrógeno Kjeldahl, mientras que para probar la eficiencia del método de Fenton como método de desinfección se realizaron las siguientes pruebas microbiológicas: Coliformes totales, coliformes fecales, *Salmonella*, *Shigella*, y *Escherichia coli* los cuales son microorganismos que se encuentran frecuentemente en aguas residuales en México.

Lo anterior constituye el contexto del presente trabajo. En el capítulo 1 se presenta una introducción de la problemática estudiada, así como los objetivos e hipótesis de este trabajo. En el capítulo 2 de fundamentos, se presenta una visión bibliográfica de los antecedentes del por que se considera que el tratamiento de Fenton junto con los sistemas de carbón activado asistidos biológicamente son viables para el tratamiento de aguas residuales. Además los aspectos teóricos de las condiciones y factores que afectan a los procesos involucrados. En el capítulo 3 de metodología experimental, se explica a detalle cada una de las técnicas analíticas empleadas. En un capítulo 4 se presentan los resultados, análisis y discusión de resultados. Finalmente se presentan las conclusiones que se obtuvieron del presente trabajo. Finalmente en los anexos se presentan tablas de cada una de las corridas, los diagramas de flujo de las técnicas empleadas y las fotografías del trabajo realizado.

## **1.2 OBJETIVO**

El objetivo principal de este trabajo es:

Desarrollar y comprobar la viabilidad técnica de un sistema de depuración de aguas residuales de tipo mixto (mezcla de aguas domésticas e industriales), como las evacuadas por el Gran Canal, el Río Churubusco y por la Planta de Tratamiento de Agua Residual de Ciudad Universitaria (P.T.A.R.C.U.), en la Ciudad de México, mediante los procesos fisicoquímicos, método de Fenton y adsorción - biodegradación sobre carbón activado.

## **1.3 HIPÓTESIS**

La hipótesis general de este trabajo es la siguiente:

Las aguas residuales combinadas, domésticas e industriales, como las que son producidas en la Ciudad de México y son evacuadas a través del Gran Canal, el Río Churubusco y el agua residual procedente de la descarga de agua de la zona residencial de Copilco que llega a la Planta de Tratamiento de Agua Residual de Ciudad Universitaria, contienen una gran variedad de contaminantes tanto orgánicos como inorgánicos los cuales, sin embargo, pueden ser eliminados de manera significativa por tratamientos fisicoquímicos. La combinación de los procesos fisicoquímicos avanzados, método de Fenton y adsorción sobre carbón activado asistido biológicamente podrá depurar las aguas residuales significativamente proporcionándoles una excelente calidad al agua para su reúso.

Con base en esta hipótesis general se puede enunciar dos hipótesis particulares, una para cada tratamiento propuesto.

### **1.3.1 Hipótesis sobre el método de Fenton**

El método de Fenton permitirá eliminar significativamente la carga orgánica particulada y los sólidos en suspensión presentes en el agua residual por un efecto de coagulación-floculación. Una parte importante de los compuestos orgánicos serán oxidados por los radicales hidroxilos generados por la combinación del peróxido de hidrógeno con los iones ferrosos. Sobre esta base, se espera una remoción de parámetros como la DQO, color, turbiedad, y nitrógeno. Estos mismos radicales hidroxilo permitirán una remoción significativa de microorganismos patógenos como coliformes totales, coliformes fecales, Salmonella, Shigella, y Escherichia coli. Esta oxidación favorecerá de manera importante la remoción de compuestos orgánicos en la etapa siguiente de una adsorción y biodegradación sobre carbón activado.

**1.3.2 Hipótesis sobre la adsorción-biodegradación sobre carbón activado.**

Si en una columna de carbón activado se favorece y controla el desarrollo de una actividad biológica, ésta será capaz de biodegradar una fracción importante de los contaminantes orgánicos contenidos en la fase líquida introducida en dicha columna. Se tendrán entonces dos procesos de eliminación de contaminantes orgánicos: una adsorción y una biodegradación. Esta combinación permitirá aumentar de manera considerable los volúmenes de agua que pueden ser tratados en comparación con una columna de carbón activado en donde la adsorción sea el único mecanismo responsable de la eliminación de los contaminantes. Esto se reflejará tanto en el aumento de la eficiencia de tratamiento como en un ahorro considerable en los costos de operación.

## **CAPITULO 2. FUNDAMENTOS**

### **2.1 CONTAMINACIÓN DEL AGUA**

Existen muchas definiciones de "Contaminación" una de ellas es que se trata de una condición en la que un medio o el ambiente se vuelve inadecuado para el fin a que se le destinó. La primera implicación sería que la contaminación no es una condición absoluta sino que depende del medio y el fin propuesto. Por ejemplo, las pequeñas cantidades de sales disueltas en el agua dura de uso común no dañarían la mayor parte de las tareas domésticas, pero serían perjudiciales si el agua se usara para llenar un acumulador o alimentar una caldera de vapor. La segunda implicación es que resulta un desperdicio de recursos purificar el agua más allá del nivel necesario para el fin destinado; como un caso usual en la industria, donde se usa a menudo agua con un grado mucho mayor de pureza de lo que realmente requiere el proceso.

Un cuerpo natural de agua sano, como un lago o un río, posee una capacidad limitada de auto purificación. Cuando esta capacidad se destruye o se agota, la corriente se contamina. La capacidad de auto purificación se debe a cantidades relativamente pequeñas de microorganismos presentes en el agua. Dichos microorganismos utilizan como alimento gran parte de la materia orgánica contaminante que llega de algún modo al agua. Los microorganismos forman un microsistema ecológico de bacterias, hongos y algas, que a su vez forman parte de una cadena alimentaría para otros organismos, como protozoarios, insectos, gusanos y peces. La presencia de dicha fauna acuática en un río es una indicación de su salud.

En el proceso de purificación, las materias orgánicas se descomponen finalmente en compuestos simples como anhídrido carbónico o metano y los microorganismos aumentan en número. De este modo los contaminantes orgánicos se eliminan de la corriente de agua, en parte por descomposición bioquímica y en parte por conversión en

células microbianas. Si se destruye la población microbiana, los solutos contaminantes que entran en el agua no se descompondrán y se acumularán en el agua. Según se acumulen los contaminantes, su concentración en el agua puede hacerse tan alta que no se podrá restablecer una población microbiana. El agua queda entonces permanentemente contaminada.

### **2.1.1 Origen y naturaleza de los productos contaminantes**

Aunque la contaminación de las aguas puede ser accidental, la mayor parte de las veces deriva de vertidos no controlados de origen diversos. Los principales son debidos a:

- a) Aguas residuales urbanas. Contienen los residuos colectivos de la vida diaria. Su volumen está en constante aumento. Alcanzando cifras de 600 litros por persona por día, que suponen alrededor de 50 kg de materia sólida seca por habitante y por año.
- b) Aguas de origen industrial. Constituyen la principal fuente de contaminación de las aguas. La mayoría de industrias utilizan el agua en cantidades variables en diferentes procesos de fabricación. Los principales sectores contaminantes son el petróleo, el carbón, las industrias químicas y las derivadas de la celulosa.
- c) Contaminación de origen agrícola. Proviene principalmente de ciertos productos utilizados en agricultura (plaguicidas) y de residuos de origen animal. Una lista de productos contaminantes de las aguas dulces de un país comprendería centenares de sustancias. Su origen múltiple se suma a las combinaciones químicas que se producen (Salvat, 1975).

Entre los productos orgánicos más frecuentes figuran aminoácidos, ácidos grasos, ésteres, detergentes aniónicos, aminas, amidas, etc.

Entre los componentes inorgánicos están numerosas sales disueltas en forma de iones: sodio, potasio, calcio, manganeso, cloruro, nitrato, bicarbonato, sulfato y fosfato.

El problema de la contaminación de las aguas no afecta solamente al hombre y a los animales acuáticos, sino que constituye una preocupación cada día mayor para las propias industrias, que se ven obligadas a utilizar aguas contaminadas, incompatibles con ciertos tipos de instalaciones industriales (Salvat, 1975).

Según la concentración de los contaminantes se pueden clasificar las aguas residuales como débil, media o fuerte, de acuerdo con la Tabla 2.1.

### **2.1.2 Clasificación de los procesos de tratamiento**

En general, los sistemas de tratamiento de aguas residuales se clasifican en dos grandes tipos de procesos: biológicos y fisicoquímicos.

Los procesos biológicos son aquellos que emplean microorganismos para eliminar la materia orgánica y se usan asociados con sedimentadores. Tradicionalmente se considera que para agua residual doméstica son los de menor costo de operación. Por su naturaleza, estos procesos no se adaptan a influentes variables (ni en cantidad ni calidad) y emplean el nitrógeno y el fósforo del agua (Metcalf y Eddy, 1996).

**Tabla 2.1. Composición típica del agua residual doméstica bruta (Metcalf y Eddy, 1996).**

Contaminantes	Unidades	Concentración		
		Débil	Media	Fuerte
<b>Sólidos Totales (ST)</b>	mg/L	350	720	1200
<b>Disueltos, Totales (SDT)</b>	mg/L	250	500	850
<b>Fijos</b>	mg/L	145	300	525
<b>Volátiles</b>	mg/L	105	200	325
<b>Sólidos en Suspensión (SS)</b>	mg/L	100	220	350
<b>Fijos</b>	mg/L	20	55	75
<b>Volátiles</b>	mg/L	80	165	275
<b>Sólidos Sedimentables</b>	mL/L	5	10	20
<b>Demanda Bioquímica de oxígeno</b>				
<b>5 días, 20 °C (DBO<sub>5</sub>, 20° C)</b>	mg/L	110	220	400
<b>Carbono Orgánico Total (COT)</b>	mg/L	80	160	290
<b>Demanda Química de Oxígeno (DQO)</b>	mg/L	250	500	1000
<b>Nitrógeno (Total en la forma N)</b>	mg/L	20	40	85
<b>Orgánico</b>	mg/L	8	15	35
<b>Amoniaco libre</b>	mg/L	12	25	50
<b>Nitritos</b>	mg/L	0	0	0
<b>Nitratos</b>	mg/L	0	0	0
<b>Fósforo (Total en la forma P)</b>	mg/L	4	8	1155
<b>Orgánico</b>	mg/L	1	3	5
<b>Inorgánico</b>	mg/L	3	5	10
<b>Cloruros</b>	mg/L	30	50	100
<b>Sulfato</b>	mg/L	20	30	50
<b>Alcalinidad (como CaCO<sub>3</sub>)</b>	mg/L	50	100	200
<b>Grasa</b>	mg/L	50	100	150
<b>Coliformes Totales</b>	n°/100 mL	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	10 <sup>7</sup> -10 <sup>8</sup>	10 <sup>7</sup> -10 <sup>9</sup>
<b>Compuestos orgánicos Volátiles (COVs)</b>	µg/L	<100	100-400	>400

En cambio en los procesos fisicoquímicos, como la coagulación-floculación, se recurre a la adición de reactivos para atrapar y formar flóculos pesados a partir del material coloidal en suspensión. Dado que en los lodos, producto del tratamiento, se encuentran tanto los contaminantes originales como los reactivos añadidos, por lo general se genera una mayor cantidad de éstos. Se acostumbra pensar que las plantas de tipo fisicoquímico tienen un costo muy superior a los de tipo biológico. Sin embargo, se ha demostrado que los costos dependen de una gran cantidad de variables y no sólo del volumen de lodos producidos, por lo que su cuantificación para cada tipo de agua, así como de los procesos seleccionados es indispensable.

## **2.2 REACCIÓN DE FENTON**

### **2.2.1 Aspectos teóricos**

En 1894, H. J. H. Fenton reportó que el ion ferroso promovía fuertemente la oxidación de ácido málico por peróxido de hidrógeno. Estudios posteriores han demostrado que la combinación de peróxido de hidrógeno y una sal ferrosa da lugar a un oxidante muy eficaz, conocido como "reactivo de Fenton". Sin embargo aunque fue descubierto hace más de cien años, su aplicación en el tratamiento de aguas contaminadas con biocidas, compuestos orgánicos tóxicos o no biodegradables no fue practicada hasta la década de los 60 (Huang et al., 1993; Legrini et al., 1993; Ollis y Al-Ekabi, 1993; Tang y Tassos, 1997). Este método presenta dos variantes en cuanto a su aplicación: la reacción fotocatalítica y la reacción térmica de Fenton (Bossman et al., 1998).

Como ya se ha mencionado el método de Fenton implica 2 procesos en un solo paso, estos son: Coagulación-floculación y oxidación avanzada.

### **2.2.2 Coagulación-floculación**

La coagulación-floculación es un proceso fisicoquímico ampliamente utilizado en el tratamiento de aguas residuales y en potabilización. Una de las definiciones más sencillas es la propuesta por Randtke (1988): "La coagulación-floculación es un proceso en el que sales metálicas y/o otros compuestos de naturaleza orgánica son adicionados a los efluentes con la finalidad de desestabilizar el material coloidal y causar la agregación de pequeñas partículas formando agregados de mayor tamaño llamados flóculos, los cuales son fácilmente removidos por sedimentación". Este proceso es efectivo en la remoción de: Turbiedad, color, trihalometanos (THM), halógenos orgánicos totales o HOT (TOX, por sus siglas en inglés) y microorganismos (Rebhun y Lurie, 1993; Stephenson y Duff, 1996).

### **2.2.3 Oxidación avanzada**

La oxidación química es el único proceso capaz de convertir los compuestos considerados como recalcitrantes y tóxicos a compuestos inocuos como el dióxido de carbono y el agua. Sin embargo el costo asociado es una desventaja para su aplicación en el tratamiento de aguas residuales por lo que comúnmente va asociado a otro proceso (Adams et al., 1997).

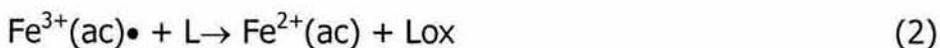
Los oxidantes químicos pueden ser aplicados en diferentes etapas del tratamiento dependiendo del efecto deseado. Entre las aplicaciones de los agentes oxidantes se incluyen: La desinfección, control de color y sabor, eliminación de contaminantes específicos, oxidación de metales a su estado insoluble, oxidación y biodegradación de material orgánico. También se postula como un medio para mejorar la floculación y como coagulante auxiliar, aunque este mecanismo aún no es muy claro (Glaze, 1990; Langlais et al., 1991).

González (2001) menciona que el ozono (un agente oxidante) tiene dos aplicaciones en el tratamiento de aguas, como oxidante químico en la destrucción de contaminantes disueltos y como agente desinfectante.

A pesar de que la ozonación y las oxidaciones avanzadas son efectivas en mejorar la biodegradabilidad, estos tipos de tratamientos son muy costosos. Un método alternativo de oxidación avanzada igual de eficiente y menos costoso es el proceso de oxidación de Fenton. Este método emplea peróxido de hidrógeno y sulfato ferroso para formar un fuerte agente oxidante (radicales hidroxilo) durante el proceso de oxidación. Se sabe que los radicales hidroxilo (OH•) poseen un potencial de oxidación más fuerte que el del ozono (O<sub>3</sub>), 2.8 V para los radicales hidroxilo (OH•) y 2.07 V para el ozono (O<sub>3</sub>) (Prengle y Mauk, 1978; Lin et al., 1999).

#### 2.2.4 Reacción Fotocatalítica de Fenton

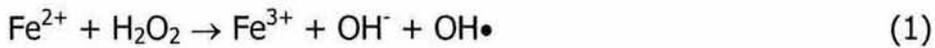
En la variante fotoquímica de la reacción de Fenton se cuenta con la posibilidad de utilizar la reducción fotoquímica de hierro (Fe<sup>3+</sup>) a hierro (Fe<sup>2+</sup>) por medio de la irradiación de la solución. El fundamento de la reducción fotoquímica del hierro (Fe<sup>3+</sup>) a hierro (Fe<sup>2+</sup>) se encuentra en su espectro de absorción del hierro (Fe<sup>3+</sup>). Para el empleo de la reacción fotocatalítica de Fenton se cuenta con la posibilidad de utilizar luz con longitudes de onda entre 280 y 420 nm.



L = alcoholes, aminas o ácidos carboxílicos.

### 2.2.5 Reacción Térmica de Fenton

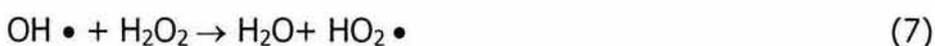
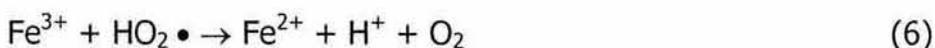
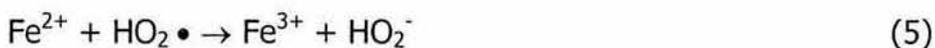
Para la reacción térmica de Fenton, que es la que se utilizó en este trabajo, hay mecanismos químicos que proponen a los radicales hidroxilos como la especie oxidante, que son generados en la siguiente ecuación química:



Los radicales hidroxilo reaccionan con otro  $\text{Fe}^{2+}$ :



$\text{Fe}^{3+}$  descompone catalíticamente al  $\text{H}_2\text{O}_2$  siguiendo un mecanismo radical que incluye a los radicales hidroxilo y perhidroxilo:



Durante el proceso de oxidación de Fenton, una gran cantidad de flóculos de diversos tamaños se forma en el agua residual. Esos flóculos son complejos hidroxio férricos formados por complejas reacciones en cadena entre el peróxido y los iones ferrosos.

### 2.2.6 Reactividad de los radicales hidroxilo

Algunos metales presentan propiedades especiales para transferir oxígeno, lo cual requiere del empleo del peróxido de hidrógeno. El reactivo de Fenton se define como la generación catalítica de radicales hidroxilo debida a la reacción en cadena entre el ion ferroso y el peróxido de hidrógeno y ha sido demostrado que oxida efectivamente una variedad de compuestos orgánicos tóxicos y refractarios (Flaherty, 1992; Park et al., 1999). Los radicales hidroxilo son una de las especies químicas conocidas más reactivas, solamente antecedidas por el ion fluoruro. Esto se puede ver en la Tabla 2.1.(Bishop, 1968).

Hay, sin embargo, especies que presentan resistencia a la oxidación por la reacción de Fenton (Bidga, 1995). Estas especies son pequeños alcanos clorados (tetracloroetano, tricloroetano), n-parafinas y pequeñas cadenas de ácidos carboxílicos (maléico, oxálico, acético, malónico). Estos últimos compuestos son de un tipo muy interesante, ya que son productos típicos de la oxidación de moléculas largas que han sido fragmentadas. Aún más interesante es que los compuestos citados son conocidos como metabolitos primarios, los cuales actúan en los ciclos energéticos de la mayoría de los organismos vivos.

**Tabla 2.2. Poder de oxidación relativa de diferentes especies químicas**

ESPECIES	PODER DE OXIDACIÓN RELATIVA
Fluoruro	2.23
Radicales hidroxilo	2.06
Oxígeno atómico	1.78
Peróxido de hidrógeno	1.31
Radicales perhidroxilo	1.25
Permanganato	1.24
Ácido hipobromoso	1.17
Dióxido de cloro	1.15
Ácido hipocloroso	1.10
Ácido hipoyodoso	1.07
Cloro	1.00
Bromuro	0.80
Yoduro	0.54

### 2.2.7 Oxidación de la materia orgánica

En un medio ácido el peróxido de hidrógeno en presencia del ion ferroso incurre en las siguientes reacciones redox:



El radical hidroxilo  $\text{HO}\bullet$  ataca a los compuestos orgánicos RH en el agua residual y ocasiona su descomposición.

Generalmente, el proceso de oxidación de Fenton se compone de cuatro etapas, que son:

1. Ajuste de pH
2. Reacción de oxidación
3. Neutralización y coagulación
4. Precipitación.

Entonces, las sustancias orgánicas se remueven en dos etapas de la oxidación y la coagulación.

### **2.2.8 Factores que influyen en la reacción de Fenton**

A continuación se presentan los factores que tienen una influencia significativa en la aplicación de la reacción de Fenton en el tratamiento de aguas residuales.

#### **2.2.8.1 Efecto del pH**

En estudios previos se ha demostrado que el efecto del pH en la oxidación de Fenton es muy significativo, observando resultados óptimos con un pH cercano a 3 (Barbeni et al., 1987; Sedlak y Andren, 1991; Kuo, 1992; Potter y Roth, 1993; Lin y Peng, 1995; Lin y Chen, 1997; Lin y Lo, 1997; Lin et al., 1999). En una reacción de Fenton con un pH mayor a 5, la eficiencia de remoción de la DQO disminuye rápidamente, no sólo por la descomposición del peróxido de hidrógeno (Feurstein et al., 1981), si no además por la desactivación del catalizador ferroso con la formación de complejos hidroxio-férricos

(Bidga, 1995). La eficiencia de remoción de la DQO por oxidación depende del pH de la reacción. (Yoon et al., 1998).

La coagulación apenas ocurre a un pH de 2. Sin embargo, el intervalo óptimo de pH para una remoción de DQO por coagulación es de 3-6. Teniendo la máxima eficiencia de remoción de DQO en un pH cercano a 3.5, y ésta rápidamente decae a un pH superior a 6 (Kang y Hwang, 2000).

### **2.2.8.2 Efecto de la temperatura**

En la literatura del tratamiento de aguas residuales industriales con el reactivo de Fenton se recomienda trabajar entre 30 y 40 °C de temperatura (Lin y Chen, 1997). Debajo de esta temperatura, hay un incremento en la concentración de la DQO, debido a una baja rapidez de reacción  $H_2O_2/FeSO_4$ . Pero arriba de esta temperatura, el incremento en la concentración de la DQO es más ligero debido a la descomposición del  $H_2O_2$ . (Lin y Lo, 1997). Además, cuando la dosis de peróxido de hidrógeno es superior a los 10-20 g/L se debe moderar la temperatura, no sólo por razones económicas sino también por seguridad.

### **2.2.8.3 Efecto de la concentración de reactivos**

Hay otros dos factores importantes que afectan el intervalo de la reacción de Fenton: la dosis de peróxido y la concentración de hierro.

En ausencia de hierro, no existe evidencia de la formación de radicales hidroxilo. La mejor dosis del reactivo de Fenton es variable para cada tipo de agua residual. Para dosis bajas de reactivo (por ejemplo: 10-25 mg/L de  $Fe^{2+}$ ) se sugiere utilizar sulfato ferroso. Pueden utilizarse tanto las sales de cloruro o sulfato de hierro, sin embargo,

cuando se utilizan las primeras, se forman cloruros rápidamente, sobre todo a concentraciones importantes (Walling, 1975), los cuales pueden interferir negativamente en la medición de la DQO (APHA, 1992).

La dosis de peróxido es importante para obtener una mejor eficiencia de degradación, mientras que la concentración de hierro es importante para la cinética de la reacción. Se aprecia que la concentración del peróxido de hidrógeno y del hierro influyen en el nivel de degradación. La extensión de la oxidación es determinada por la cantidad de peróxido de hidrógeno presente en el sistema. (Chamarro et al., 2001). En estudios anteriores realizados para el tratamiento de distintas aguas residuales industriales, la mejor relación de  $H_2O_2:FeSO_4$  fue 1:1 (Lin y Peng, 1995; Lin y Chen, 1997; Lin y Lo, 1997). La diferencia entre estas relaciones se debe principalmente a la diferencia en las propiedades de las aguas residuales.

### **2.2.9 Aplicación del método de Fenton en el tratamiento de aguas**

Las aguas residuales, lodos y suelos contaminados pueden ser tratados eficientemente con el método de Fenton con lo que puede lograrse la:

- Degradación de contaminantes orgánicos.
- Reducción de toxicidad
- Aumento de la biodegradación
- Remoción de material contaminante
- Remoción de olor y color

El proceso de oxidación de Fenton ha sido empleado exitosamente en el tratamiento de distintas aguas residuales industriales en muchas investigaciones previas (Barbeni et al., 1987; Watts et al., 1990; Sedlak y Andren, 1991; Kuo, 1992; Potter y Roth, 1993; Vendakatadri y Peters, 1993; Lin y Peng, 1995; Lin y Chen, 1997; Lin y Lo, 1997; Park

et al., 1999; Lin et al., 1999; Kang y Hwang, 2000; Chamarro et al., 2001) También se ha probado en la remediación de suelos contaminados con resultados alentadores (García, 2001).

El peróxido de hidrógeno se considera como un "reactivo limpio" ya que lo que no se consume en la oxidación del contaminante se descompone rápidamente para formar solamente O<sub>2</sub> y H<sub>2</sub>O como productos del tratamiento (Huston y Pignatello, 1999).

En años recientes, el reactivo de Fenton ha sido utilizado para tratar a las aguas residuales de la industria textil (Park et al., 1999; Lin y Chen, 1997; Lin y Lo, 1997). Estos investigadores encontraron que el reactivo de Fenton es efectivo en la decoloración y reducción de la DQO de las aguas residuales que contienen diversos tipos de tintas (reactivas, directas, básicas, ácidas y dispersas). También se ha demostrado que el método de Fenton es excelente en la remoción de tensoactivos como el sulfonato de alquilbenceno aniónico (ABS) y sulfonato de alquilbenceno lineal (LAS), ambos utilizados ampliamente en los detergentes domésticos e industriales (Lin et al., 1999), alcanzando valores superiores al 95 % de remoción. Además, la calidad del agua final tratada con Fenton alcanza los estándares más exigentes para la descarga de efluentes.

Chamarro et al. (2001) trataron diversos compuestos orgánicos no biodegradables (ácido acético, ácido fórmico, fenol, 4-clorofenol, 2-4-diclorofenol y nitrobenceno) utilizando el reactivo de Fenton, y demostró que la reacción de Fenton con los compuestos orgánicos produce intermediarios y productos biodegradables, los cuales pueden ser fácilmente oxidados.

Otro campo donde se ha tenido éxito con el método de Fenton es en el tratamiento de contaminantes considerados por la Agencia de Protección Ambiental de los E.U.A. (EPA) como sustancias con propiedades cancerígenas y efectos al sistema nervioso (Tang y Tassoss, 1997).

Con base en estas experiencias previas se planteó la hipótesis de que el método de Fenton sería eficiente en la depuración y en la desinfección de las aguas residuales de tipo mixto de la Ciudad de México, ya que ha demostrado ser un tratamiento eficiente y, por los subproductos generados ( $\text{Fe}^{3+}$  y  $\text{H}_2\text{O}$ ), altamente confiable y seguro.

**Tabla 2.3. Aplicación del método de Fenton en el tratamiento de aguas contaminadas con diversas sustancias**

Tipo de agua	Sustancia oxidada	Comentarios	Referencias
Aguas contaminadas con tensoactivos	Sulfonato de alquilbenceno aniónico (ABS) y sulfonato de alquilbenceno lineal (LAS)	Se demostró que el método de Fenton es excelente en la remoción de tensoactivos utilizados ampliamente en los detergentes domésticos e industriales, alcanzando valores superiores al 95 % de remoción	Lin et al., 1999
Aguas residuales textiles	Tintes comerciales Colorantes azo Alcohol polivinílico	Se demostró que el método de Fenton es muy eficaz en la remoción de los contaminantes y colorantes de las aguas residuales textiles, alcanzando los estándares más exigentes para efluentes de descarga y para su reutilización	Lin y Chen, 1997; Lin y Lo, 1997; Park et al., 1999
		Se mejoró la floculación utilizando un coagulante químico PAC cloruro y polímero de polialuminio	Lin y Chen, 1997; Lin y Lo, 1997
Lixiviados de rellenos sanitarios	Lixiviados orgánicos	En el tratamiento de rellenos sanitarios se observó que la oxidación de la materia orgánica es proporcional al aumento de su peso molecular	Yoon et al., 1998
		Se compararon los procesos de coagulación – floculación con el método de Fenton, obteniéndose mejores remociones de color con el primero pero mejores remociones de DQO con el segundo	Ramírez-Zamora et. al, 2000
Aguas contaminadas con plaguicidas	Ingredientes activos: Alacloro, aldicarbo, atrazina, azinfos-metilo, captano, carbofurano, dicamba, disulfoton, glifosato, malation, metoxicloro, metolacloro, picloram y simazina	Se demostró la destrucción de ingredientes activos de plaguicidas y formulaciones comerciales en soluciones acuosas ácidas. En la mayoría de los casos hubo una pérdida total de los ingredientes activos puros en menos de 30 min.	Huston y Pignatello, 1999
<b>Compuestos orgánicos</b>			
Solución sintética	Compuestos aromáticos, fenol, 4-clorofenol, 2-nitrofenol y 4-nitrofenol	Se trataron utilizando la reacción fotocatalítica de Fenton. Se utilizaron quinonas como catalizadores.	Ruppert et al., 1993; Bauer, 1994; Kiwi et al., 1994; Chen y Pignatello, 1997
Solución sintética	Ácidos carboxílicos: Ácido fórmico, ácido acético y ácido propiónico		Centi et al., 2000
Solución sintética	Hidrocarburos clorados y alcanos perhalogenados: diclorometano, cloroformo, tetracloruro de carbono y tetracloroetano; bifeníles policlorados (PCBs)	La degradación de los compuestos orgánicos puede efectuarse por la transformación de productos insolubles, mineralización y productos de rompimiento de anillos aromáticos. El producto final depende fundamentalmente de la concentración de Fe (II)	Sun y Pignatello, 1993; Pignatello y Chapa, 1994; Pignatello y Sun, 1995; Huston y Pignatello, 1996; Tang, 1996 y 1997; Sawyer, 1997
Solución sintética	Aminas aromáticas tóxicas, fenoles, alcoholes y polímeros disueltos en agua		Casero et al., 1997; Oliveros et al., 1997
Solución sintética	Compuestos alifáticos y halogenados aromáticamente así como varios herbicidas		Muszkat et al., 1992
Solución sintética	Trihalometanos (THM)	La oxidación de los THM se incrementa con la concentración y con el número de átomos de bromo presentes en la molécula	Tang y Tassos, 1997
Solución sintética	Aldehídos	Debido a que los aldehídos son agentes reductores fuertes pueden introducirse para incrementar la eficiencia del sistema mediante el intercambio y disposición del hierro como Fe (II)	Isak et al., 1996

## 2.3 GENERALIDADES DE LA ADSORCIÓN SOBRE CARBÓN ACTIVADO

### 2.3.1 Definición de adsorción

El término de adsorción se cree fue definido por primera vez por Kayser en 1881 para describir sus observaciones de condensación de gases sobre superficies libres, lo cual ya se había previamente reportado por Fontana en 1777 (Tienn, 1994).

La adsorción es una operación sólido-líquido o sólido-gas basada sobre la capacidad de ciertos sólidos para fijar en sus superficies solutos específicos. La adsorción de una molécula en la superficie de un sólido puede ser física y reversible (fisisorción) o química e irreversible (quimisorción). En la fisisorción intervienen esencialmente fuerzas de van der Waals; la energía asociada es baja (menos de 40 kJ/mol). La quimisorción se realiza por una reacción entre la molécula y los grupos funcionales del sólido adsorbente, la energía de esta reacción es más elevada que en el caso de la fisisorción. La adsorción de moléculas orgánicas es generalmente de tipo físico (Puri, 1980).

### 2.3.2 Tipos de Adsorción

La fuerza impulsora primaria de la adsorción puede ser consecuencia de la *no afinidad del soluto respecto al disolvente particular, y/o a una afinidad elevada del soluto por el sólido*. Para la mayoría de los sistemas encontrados en el tratamiento de aguas residuales, la adsorción tiene lugar por una acción combinada de las dos fuerzas anteriores.

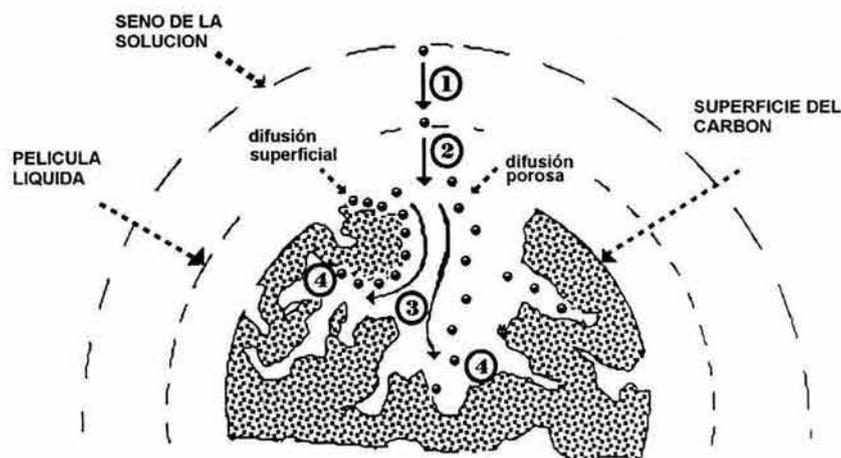
Existen varios factores que pueden influir, en distinto grado a cada una de las dos causas anteriormente mencionadas. El grado de solubilidad (grado de compatibilidad

química entre el soluto y el disolvente) de una sustancia disuelta es, por mucho, el factor más importante para determinar el grado de adsorción. Cuanta mayor atracción presente una sustancia por el disolvente (más hidrofílica en el caso de una solución acuosa) menos posibilidad tiene de trasladarse hacia una interfase para ser adsorbida. Por el contrario, una sustancia hidrofóbica tendrá más posibilidades de ser adsorbida en una solución acuosa. Una gran variedad de contaminantes orgánicos, como los alquilbenceno sulfonados tienen una estructura molecular compuesta de grupos hidrofílicos e hidrofóbicos. En este caso, la parte hidrofóbica de la molécula tiende a ser superficialmente activa en la superficie mientras que la parte hidrofílica tiende a permanecer en la fase de la solución (Weber, 1979).

### **2.3.3 Mecanismo de la adsorción**

Weber y Smith (1987), proponen que en la transferencia de un adsorbato de una fase líquida hacia un sitio de adsorción intervienen cuatro etapas cinéticas Figura 2.1.

1. Transferencia del adsorbato de la fase líquida externa hacia la fase líquida situada a proximidad de la superficie del material
2. Transferencia del adsorbato a través de la capa líquida hacia la superficie externa del adsorbente
3. Difusión del adsorbato hacia el interior de los poros del adsorbente bajo el efecto de un gradiente de concentración. La molécula puede difundirse de un sitio de adsorción hacia otro (difusión superficial) o difundirse de la fase líquida al interior del grano hacia un sitio de adsorción (difusión porosa)
4. Adsorción.



**Figura 2.1. Mecanismo de la adsorción propuesto por Weber y Smith (1987)**

De acuerdo con la Figura 2.1., el proceso de adsorción comprende 3 etapas de transferencia y una etapa de fijación sobre el material, la cual es la adsorción propiamente dicha. Puesto que estas tres etapas se efectúan en serie, la velocidad de adsorción está determinada por la etapa más lenta. La última etapa (adsorción) es extremadamente rápida con respecto a las otras 3 etapas por lo que su contribución a la cinética de adsorción es despreciable. En las unidades de adsorción, que éstas sean en régimen por lotes o en continuo, las condiciones hidrodinámicas del sistema son controladas para favorecer un contacto máximo entre la fase fluida y el adsorbente. Por lo anterior, la etapa 1 del mecanismo de adsorción es rápida y en consecuencia no es considerada como la etapa limitante. Por lo tanto, la cinética de adsorción de un soluto sobre la superficie de un material adsorbente está determinada por la velocidad de transferencia del adsorbato hacia la capa externa líquida (etapa 2) y/o por la velocidad de difusión del adsorbato al interior de la partícula adsorbente.

### 2.3.4 Modelación de los equilibrios isotérmicos de adsorción

Cuando un adsorbente entra en contacto con una solución, la cantidad de soluto adsorbido aumenta en la superficie del adsorbente y disminuye en el solvente. Después

de algún tiempo se alcanza un equilibrio dinámico de adsorción, esto sucede cuando el número de moléculas que dejan la superficie del adsorbente es igual al número de moléculas que la superficie adsorbe. El fenómeno de equilibrio es descrito por medio de una isoterma de adsorción, la cual relaciona la concentración al equilibrio del soluto en las dos fases a temperatura constante (Freeman, 1988; Weber, 1988; Tien, 1994).

En la práctica, las isotermas son realizadas experimentalmente relacionando la capacidad de adsorción (masa de soluto adsorbido por unidad de masa de adsorbente) con la concentración de equilibrio de soluto que permanece en solución.

Las isotermas de adsorción son una función de la variación de la adsorción con la concentración de adsorbato en la masa principal de la solución y a temperatura constante. Comúnmente, la cantidad de material adsorbido por peso unitario de adsorbente aumenta al aumentar la concentración, pero no según una proporción directa (Crank y col., 1965).

### **2.3.5 Isotermas de adsorción para un solo soluto**

Existen varios modelos para describir esta isoterma considerando dos, tres o cuatro constantes. En la Tabla 2.3 se resumen las ecuaciones de los principales modelos de las isotermas de adsorción. Las relaciones de Freundlich y de Langmuir son comúnmente utilizadas para el estudio de la adsorción de los solutos en fase líquida o gaseosa sobre carbón activado y sobre diversos adsorbentes. La ecuación de Freundlich fue originalmente desarrollada de manera empírica. Las hipótesis de esta ecuación indican que la adsorción es de naturaleza física y, que la superficie del adsorbente es heterogénea. Según la ecuación de Freundlich la cantidad de soluto adsorbido aumentaría infinitamente con la concentración en la fase fluida, con la presión en el caso de los gases. De hecho, estas son unas de las limitantes de la aplicación de este modelo (Noll y col., 1992). La ecuación de Langmuir se basa en la hipótesis de la

existencia de sitios definidos de adsorción, de una energía de adsorción constante, de la homogeneidad de la superficie y de la no-interacción entre moléculas adsorbidas; la adsorción se presenta en monocapas (Noll y col., 1992; Tien 1994).

Cuando las variaciones de concentración al equilibrio son importantes, la descripción de las isothermas de adsorción por la ecuación de Langmuir no son completamente satisfactorias. Esta ecuación fue modificada por varios autores para permitir una aplicación más amplia. Las cuales son llamadas de tipo Langmuir-Freundlich (Redlich-Peterson, 1959; Radke y Prausnitz, 1972; Fritz y Schundler, 1974; citados por Mathews y Weber, 1977).

Los modelos presentados se utilizan para representar los equilibrios isotérmicos de adsorción de un sistema conteniendo un solo soluto. En la práctica lo más común es que los procesos de adsorción se utilicen para tratar fases fluidas conteniendo varios solutos se producen entonces fenómenos complejos de competición entre los solutos por los sitios de adsorción o bien de inhibición o de co-adsorción.

### **2.3.6 Carbón activado**

El carbón activado es un material muy efectivo para la remoción por adsorción de compuestos orgánicos solubles en el agua. Se define como un adsorbente producido a partir de una gran variedad de materias primas constituidas principalmente de carbono, tales como carbón mineral, madera o la cáscara de coco, lignito, residuos del petróleo, coque, y cáscaras (principalmente de coco y nuez) y semillas de frutos entre otros materiales, los cuales se activan por medio de un proceso de oxidación controlada para desarrollar una estructura porosa con un área superficial mayor a los 500 m<sup>2</sup>/g. Esta superficie le confiere al carbón activado una elevada capacidad de adsorción de compuestos orgánicos y minerales.

Tabla 2.4. Modelos matemáticos de Isotermas de Adsorción (Durán-Moreno, 1997)

AUTORES	MODELO	HIPÓTESIS	LINEARIZACIÓN Ó RESOLUCIÓN
<b>FREUNDLICH (1906)</b>	$q_e = K_F C_e^{1/n_F}$	- No asociación o disociación de las moléculas después de la adsorción. - No hay quimisorción	$\ln q_e = \ln K_F + 1/n_F \ln C_e$
<b>LANGMUIR (1915)</b>	$q_e = q_m \frac{bC_e}{1 + bC_e}$	- Adsorción de los solutos en sitios bien definidos y todos de igual energía - Adsorción de una sola molécula por sitio - Adsorción en monocapas - Ninguna interacción entre moléculas que ya ocupan algún sitio de adsorción	$\frac{1}{q_e} = \frac{1}{q_m} + \frac{1}{q_m b} \frac{1}{C_e}$ $\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_m b} + \frac{1}{q_m} C_e$ (II)
<b>REDLICH-PETERSON (1959)</b>	$q_e = \frac{A R P C_e}{1 + B R P C_e^{r P}} ; r P \leq 1$	- Desarrollo empírico	Resolución numérica
<b>Isotermas tipo : LANGMUIR - FREUNDLICH</b>	$q_e = \frac{A_{LF} C_e^\alpha}{1 + B_{LF} C_e^\beta}$	- Desarrollo empírico	Resolución numérica <b>RADKE ET PRAUSNITZ (1972)</b> $\beta = \alpha - 1$ <b>FRITZ ET SCHÜLNDER (1974)</b> $\alpha$ et $\beta \leq 1$
<b>JOSENS-MYERS (1978)</b>	$C_e = \frac{q_e}{H_m} \exp(F_m q_e^p)$	- Desarrollo empírico	Resolución numérica
<b>WEBER-VAN VLIET (1979)</b>	$C_e = a_1 q_e^{(a_2 q_e^{(a_3)} + a_4)}$	- Desarrollo empírico	Resolución numérica
<b>TEMKIN (1945)</b>	$\frac{q}{q_m} = \Theta = \frac{RT}{\Delta Q} \ln K_o C_e$	- El calor de adsorción varía en forma lineal con el grado de recubrimiento del carbón - La superficie del carbón es heterogénea - No hay interacción entre moléculas fijas en los sitios de adsorción.	$\frac{q}{q_m} = \frac{RT}{\Delta Q} \ln K_o C_e$
<b>HILL-BOER, (1953)</b>	$K_1 C_e = \frac{\Theta}{1 - \Theta} \exp\left(\frac{\Theta}{1 - \Theta} - \frac{K_2 \theta}{RT}\right)$	- Si hay interacción entre moléculas adsorbidas.	$\ln \frac{C_e(1-\Theta)}{\Theta} - \frac{\Theta}{1-\Theta} = -\ln K_1 - \frac{q_e}{q_m}$
<b>KISELEV (1958)</b>	$K_1 C_e = \frac{\Theta}{(1 - \Theta)(1 + K_n \Theta)}$	- Adsorción en monocapas	$\frac{1}{1-\Theta C_e} = \frac{K_1}{\Theta} + K_1 K_n$
<b>ELOVICH (1962)</b>	$\frac{q_e}{q_m} = \Theta = K C_e \exp(-\Theta)$	- Evolución de los sitios de adsorción en función del recubrimiento de la superficie del adsorbente - Adsorción en multicapas	$\ln \frac{q_e}{C_e} = \ln K q_m - \frac{q_e}{q_m}$

## **2.3.7 Factores que afectan la adsorción sobre carbón activado**

### **2.3.7.1 Naturaleza del adsorbato**

Al considerar la adsorción de una solución se debe tener en cuenta el hecho de que la solubilidad del soluto influye en gran parte en el control del equilibrio de adsorción. En general se puede anticipar una dependencia inversa entre el grado de adsorción de un soluto y su solubilidad en el disolvente a partir del cual ocurre la adsorción; esta es la regla de Lindelius (Weber, 1979).

Los efectos observados en las relaciones entre solubilidad y adsorción pueden interpretarse diciendo que, para que la adsorción tenga lugar, es preciso romper una especie de posible enlace entre soluto y disolvente. Cuanto mayor es la solubilidad más fuerte es el enlace soluto-solvente y menor es el grado de adsorción.

En general, la solubilidad de cualquier compuesto orgánico disminuye al aumentar la longitud de la cadena, debido a que el compuesto es más parecido a un hidrocarburo, por así decirlo, a medida que aumenta el número de átomos de carbono. Esto constituye la segunda regla principal concerniente a la relación entre adsorción y naturaleza del soluto, la regla de Traube. Según esta regla, la adsorción en disolución acuosa aumenta a medida que se avanza en la serie; esto se debe a que conforme mientras más largas son las cadenas más aumentan las repulsiones entre las moléculas de soluto y las moléculas de agua. La regla de Traube es un caso especial de la regla de Lindelius (Weber, 1979).

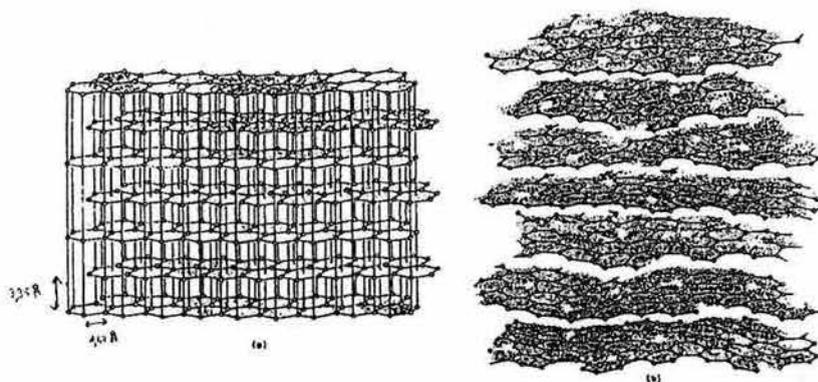
La mayor parte de compuestos de las aguas y aguas residuales son, o pueden ser potencialmente, especies iónicas. Las observaciones principales relativas a los efectos de la ionización sobre la adsorción concluyen que, mientras los compuestos tengan una

estructura simple, la adsorción es mínima para las especies cargadas y máxima para las especies neutras. A medida que los compuestos son más complejos, el efecto de la ionización tiene menos importancia. El descenso de la adsorción con el aumento de la ionización ha sido observado para varios tipos de ácidos orgánicos.

### 2.3.7.2 Naturaleza del adsorbente

La naturaleza fisicoquímica del adsorbente es sin duda uno de los factores más importantes en los estudios de adsorción. La estructura porosa, la distribución de los poros y los grupos funcionales presentes en la superficie del carbón activado, determinarán la velocidad y la capacidad de adsorción de un soluto o de un grupo de solutos. Además dichas propiedades del carbón activado serán determinadas en cuanto a la selectividad de adsorción de uno u otro soluto en el caso de mezclas. Al explicar muchas de las relaciones observadas asociadas con la adsorción de materiales en solución por el carbón, es esencial considerar la estructura física de este adsorbente, ya que el tamaño y distribución de los capilares (microporos) y los canales o intersticios (macroporos) parece ser que juegan un papel importante en el proceso de adsorción

Figura 2.2.



**Figura 2.2. Estructura del grafito(a) y del carbón activado (b)**

### **2.3.7.3 Efecto del pH**

Debido a que los iones hidronio e hidroxilo de algunos carbones activados presentan una capacidad de adsorción, la adsorción de iones del adsorbato viene influenciada por el pH de la solución. El pH influye en la adsorción ya que gobierna el grado de ionización de los compuestos ácidos o básicos.

En general, la adsorción de los contaminantes típicos del agua aumenta al disminuir el pH. En muchos casos, esto puede obedecer a la neutralización de las cargas negativas del carbón debido al aumento de la concentración de los iones hidronio; por lo tanto se reduce el impedimento a la difusión y se hace disponible más 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.

### **2.3.7.4 Temperatura**

Las reacciones de adsorción son normalmente exotérmicas; por lo tanto el grado de adsorción suele aumentar al disminuir la temperatura. Las variaciones de entalpía en la adsorción suelen ser del orden de las correspondientes a reacciones de condensación o cristalización. Así pequeñas variaciones de temperatura no alteran de manera significativa el proceso de adsorción (Weber, 1979).

## **2.3.8 Métodos de regeneración del carbón activado**

El carbón activado es un material caro por lo que su uso es reservado para aplicaciones en las que se requiera un agua de alta calidad. Debido a su alto costo de adquisición, es

común que el carbón sea regenerado con el fin de utilizarlo varias veces una vez que su capacidad de adsorción haya sido agotada.

Los métodos de regeneración comúnmente empleados son de tipo: Térmico, químico y biológico (Roolor y col., 1982).

#### **2.3.8.1** Regeneración térmica

Con este método de regeneración se eliminan prácticamente todos los contaminantes orgánicos retenidos por adsorción física o química. También se remueven algunos compuestos inorgánicos. Una desventaja de este método es que se destruyen los óxidos y grupos superficiales presentes en la superficie del carbón activado. Este método es el más utilizado sobre todo para carbones activados que han sido utilizados para la decoloración de efluentes o en casos donde el carbón ha estado expuesto a cloraminas, permanganato de potasio, ozono y otros agentes oxidantes.

#### **2.3.8.2** Regeneración química

Cuando las partículas de un carbón activado presentan un color blanco y gris claro, lo más probable es que tengan depósitos importantes de carbonato o de hidróxido de calcio. Para eliminar estos depósitos se puede utilizar cualquier tipo de ácido fuerte, pero el clorhídrico es el más común.

En ciertas aplicaciones también es común el empleo de bases fuertes para regenerar un carbón activado que haya sido utilizado para adsorber ácidos débiles o compuestos inorgánicos con una tendencia ligeramente ácida como en el caso de los fenoles (Zhou, 1992).

Chiang et al.(1997), reportaron que a medida que se incrementa el peso molecular del adsorbato decrece la eficiencia de regeneración química, esto es aplicable para compuestos fenólicos y bencílicos. En tanto que para compuestos derivados del naftaleno la eficiencia de regeneración aumenta proporcionalmente con el peso molecular del adsorbato. Estos investigadores compararon las eficiencias de regeneración que se obtendrían por los métodos de regeneración térmica y química para un carbón saturado con distintos adsorbatos orgánicos. La conclusión general de este trabajo es que el tratamiento químico fue más efectivo que el térmico.

### **2.3.8.3** Regeneración biológica

En los sistemas de carbón activado utilizados en el tratamiento de aguas, es común el desarrollo de una actividad biológica en la superficie de los granos del carbón activado. Esta situación se consideraba indeseable hasta el inicio de los años setenta. Posteriormente, varios estudios revelaron que este desarrollo biológico tenía efectos favorables sobre la calidad del agua tratada. Efectivamente se encontró que la actividad biológica eliminaba una fracción importante de la materia orgánica disuelta contribuyendo a incrementar la eficiencia global del tratamiento. Además, se notó que en los sistemas donde se permitía un crecimiento biológico controlado, el carbón activado podía utilizarse durante períodos más largos antes de requerir ser regenerado. Este fenómeno fue designado con el término de biorregeneración. Debido a que existen ciertas dudas de la relación que se da entre los fenómenos de adsorción y biodegradación con este trabajo se verifican dichos sistemas.

### **2.3.8.4** Otros

- Regeneración mediante modificación del pH en solución acuosa.
- Regeneración con vapor de agua
- Regeneración con gas inerte.

### **2.3.9 Disposición final del carbón activado saturado**

Un carbón activado que haya sido utilizado en el tratamiento de agua y que haya sido regenerado varias veces tendrá que ser finalmente desechado. El carbón activado saturado no se clasifica como un residuo peligroso, de acuerdo con la normatividad mexicana vigente (NOM-052-ECOL-93), por lo tanto este material puede ser dispuesto en rellenos sanitarios, como cualquier otro residuo sólido no peligroso.

### **2.3.10 Aplicación del carbón activado en el tratamiento de aguas.**

El carbón activado, por ser un material altamente efectivo para retener compuestos orgánicos e inorgánicos en su superficie porosa, es ampliamente utilizado tanto en la producción de agua potable como en el tratamiento de aguas residuales de todo tipo.

El uso del carbón activado en el tratamiento de aguas residuales se remota a varios siglos atrás; Weber (1984) hace mención de un manuscrito Sankrit (India, 200 A.C.) en el que se propone guardar el agua en recipientes de cobre, de exponerla al sol y posteriormente pasarla a través de carbón para eliminar los malos olores y sabores del agua. Las primeras aplicaciones "modernas" del carbón activado se sitúan hacia el fin del siglo XVII cuando Lozitz, en 1786 utilizó carbón para decolorar soluciones acuosas. La producción comercial del carbón activado comienza a principios de este siglo (Huang, 1978; Tien,1994).

En plantas de producción de agua potable, la primera aplicación del carbón activado tuvo lugar en Reading, Inglaterra en 1910. El carbón activado fue utilizado para eliminar el exceso de cloro del agua que había sido voluntariamente sobre clorada para oxidar la materia orgánica presente en ella. En el caso del tratamiento de aguas residuales, las primeras plantas utilizando carbón activado fueron instaladas en Hamm, Alemania, en 1929 y en Michigan, EEUU, en 1930 (Rice, 1980).

En 1978, la agencia americana para la protección del ambiente (U.S. EPA, 1991) recomienda oficialmente la utilización del carbón activado en las plantas de producción de agua potable, susceptibles de recibir efluentes contaminados con compuestos sintéticos (Symonns, 1984). Desde entonces, las plantas potabilizadoras que cuentan con sistemas de carbón activado se han multiplicado rápidamente en los países desarrollados. En Francia, la primera planta de producción de agua potable que contó con carbón activado fue instalada en 1970 (Vigneux-sur-Seine). En esta planta, el arena de los filtros fue reemplazada con carbón activado.

Actualmente, el tratamiento de agua con carbón activado es considerada una tecnología da nivel terciario y se considera la mejor tecnología disponible (Best Available Technology, BAT) para la eliminación de compuestos orgánicos sintéticos (SOC por sus siglas en ingles). De esta manera la eficiencia de eliminación de SOC por otras tecnologías es comparada con la obtenida con el carbón activado.

Con base en estas experiencias previas se planteó la hipótesis de que aplicar la adsorción en carbón activado después del pretratamiento con el método de Fenton sería eficiente en la depuración y en la desinfección de las aguas residuales de tipo mixto de la Ciudad de México.

### **2.3.11 Aplicación del carbón activado en el tratamiento de aguas residuales**

En el tratamiento de aguas, el carbón activado puede desempeñar una triple función: Este material puede funcionar como materia adsorbente, como soporte biológico y como reductor químico (Tien, 1994; Durán- Moreno1997).

En efecto, las importantes estructuras porosas que presentan estos materiales ofrecen áreas enormes para la fijación de compuestos orgánicos en sitios específicos. Asimismo, la rugosidad de la superficie representa un ambiente muy favorable para la fijación y

desarrollo de microorganismos quienes aprovechan como substratos los compuestos orgánicos en solución y los retenidos por adsorción (Jonge et al.1996). Las propiedades de reductor químico del carbón activado se deben a la importante deslocalización del exceso de los oxidantes químicos, ozono y cloro, utilizados en el tratamiento de aguas.

El carbón activado puede ser empleado para la remoción de sustancias tóxicas, compuestos orgánicos solubles como pigmentos, plaguicidas compuestos orgánicos heterocíclicos y aromáticos que pueden ser efectivamente removidos por el carbón activado Chiang y col.(1997).

El tratamiento del agua residual con carbón activado suele estar considerado como un proceso de pulimento de refino de aguas (Metcalf y Eddy, 1996). El carbón activado se emplea para eliminar micro contaminantes, parte de la materia orgánica disuelta y como soporte biológico. Las pruebas de adsorción y capacidad de adsorción son algunas de las pruebas más comunes en la caracterización de un carbón activado (Julian et al., 1998). Las pruebas realizadas en este trabajo incluyen el estudio del carbón activado F-400.

### **2.3.12 Tipos de carbón activado**

El carbón activado puede ser utilizado en polvo (CAP) o en granos (CAG) en función de varios criterios técnicos y económicos. Las instalaciones de CAP requieren una inversión inicial menos importantes que la de CAG. Por el contrario éstas últimas requieren de costos de operación menos bajos debido principalmente a la posibilidad de regenerar el CAG mientras que el CAP no es reutilizado. Además los lechos de carbón activado permiten la fijación de microorganismos que contribuyen a mejorar las eficiencias del tratamiento lo que conlleva a una vida útil del carbón activado más larga.

### **2.3.13 Ejemplos de carbón activado utilizados en el tratamiento de aguas.**

En la actualidad se han desarrollado diversos tipos de carbones activados comerciales de acuerdo a las necesidades de tratamiento de agua requerida. La Tabla 2.4. muestra diversos tipos de carbones activados comerciales empleados en la industria para la purificación de aguas industriales y residuales, evidentemente estos carbones activados son sólo algunos ejemplos de la infinidad de carbones activados comerciales que pueden encontrarse a nivel internacional, incluyendo México.

## **2.4 SISTEMAS DE ADSORCIÓN CON CARBÓN ACTIVADO**

En el área del tratamiento de aguas, las presentaciones en granos y en polvo son básicamente las únicas utilizadas. En el tratamiento de aguas, la adsorción utilizando carbón activado granular se puede llevar a cabo en reactores por lotes, en columnas o en reactores de lecho fluidizado o de lecho fijo, siendo éstos últimos los más comúnmente utilizados. Estos sistemas son fáciles de operar y en general ofrecen una máxima utilización de la capacidad de adsorción del carbón activado (Reynolds y Richards, 1996).

Los lechos fijos ofrecen las siguientes ventajas:

- Funcionamiento continuo, más limpio.
- Utilización más eficiente de carbón activado, esto es, se adsorben más impurezas por kilogramo de carbón.
- Menos equipo, lo cual implica menor espacio en la planta.
- Calidad mejorada del producto, lo cual lleva consigo ausencia de color, olor y sabor.
- En cuanto a la reactivación, ésta puede ser llevada a cabo a través de un tratamiento químico sin retirar el carbón de las columnas. En otros casos es mejor utilizar el equipo de procesamiento de alta temperatura tal como los hornos.

Los lechos fluidizados funcionan en flujo ascendente haciendo pasar el agua a tratar (generalmente residual) a través del lecho de carbón granular a una velocidad suficiente para expandir el lecho, formando un soporte fluidizado. Las partículas del medio proporcionan un área superficial vasta para el crecimiento biológico, siendo el crecimiento de cinco a 10 veces más grande que el de un sistema convencional. En este sistema no es necesario el proceso de sedimentación, sólo cuando es necesario se purga el exceso de biomasa.

### **2.4.1 Sistemas que utilizan carbón activado en polvo**

El carbón activado en polvo (CAP) es utilizado tanto en la producción de agua potable como en el tratamiento de aguas residuales. En el primer caso, el CAP es comúnmente adicionado en los sistemas de coagulación-floculación para amortiguar picos de contaminación, como por ejemplo de plaguicidas. Esta práctica permite una flexibilidad mayor de la operación de los sistemas antes mencionados por que el CAP es adicionado únicamente cuando es necesario. Sin embargo, esta práctica también presenta la desventaja de no poder recuperarse el CAP, el cual es evacuado con los lodos químicos y, por lo tanto, se tienen altos costos de operación. El uso del CAP en las plantas de potabilización es rápidamente desplazado por la instalación de unidades de carbón activado en grano.

En el caso del tratamiento de aguas residuales, el CAP es adicionado en los tanques de aeración de los sistemas de lodos activados. En dichos activados, el CAP tiene también la función de amortiguar los picos de contaminación por compuestos tóxicos que pueden afectar la actividad biológica.

**Tabla 2.5. Características de algunos carbones activados comerciales fabricados en México y Estados Unidos (Degrémont, 1999).**

Fabricante	CLARIMEX, S.A. DE C.V. México.	CLARIMEX, S.A. DE C.V. México.	CLARIMEX, S.A. DE C.V. México.	Nobrac Mexicana S.A. de C.V. México.	Nobrac Mexicana S.A. de C.V. México.	Calgon Carbon Corporación. EE.UU	Calgon Carbon Corporation	Calgon Carbon Corporation. EE.UU
Precaución	Evitar inhalar el polvo de carbón durante periodos prolongados	Evitar inhalar el polvo de carbón durante periodos prolongados	Evitar inhalar el polvo de carbón durante periodos prolongados	Evitar inhalar el polvo de carbón durante periodos prolongados	--	--	--	--
No. Abrasión	80 (Método NBS)	95 (Método ASTM)	80 (Método ASTM)	-	--	75	75	75
Granulometría	8X30- M30 5% max.	12X40 -M40 5% max.	8X30 -M30 5% Max.	8X30	8X30 -M30 5% Max.	8X30	8X30	8X30
No. Yodo (mg.I <sub>2</sub> /g)min.	650	500	900	700	700	900	900	1000
Densidad aparente (g/mL)	0.38	0.45-0.52	0.47	0.45-.50	0.45-0.50	--	0.52	--
Área Superficial (Método N <sub>2</sub> BET m <sup>2</sup> /g)	650	550	1050	--	--	--	900-1000	--
pH	4-7	8-10	Alcalino	8.5-10.5	8.5-10.5	--	--	--
Diámetro promedio poro (Å)	56	-	30	--	--	--	--	--
Volumen de poro (mL/g)	0.95	0.32	0.80	--	--	0.8-1.0	0.85	0.55-0.75

**Tabla 2.4 Características de algunos carbones activados comerciales fabricados en México y Estados Unidos (Degrémont, 1999). (continuación)**

Fabricante	CLARIMEX, S.A. DE C.V. México.	CLARIMEX, S.A. DE C.V. México.	CLARIMEX, S.A. DE C.V. México.	Nobrac Mexicana S.A. de C.V. México.	Nobrac Mexicana S.A. de C.V. México.	Calgon Carbon Corporación. EE.UU	Calgon Carbon Corporation	Calgon Carbon Corporation. EE.UU
Precaución	Evitar inhalar el polvo de carbón durante periodos prolongados	Evitar inhalar el polvo de carbón durante periodos prolongados	Evitar inhalar el polvo de carbón durante periodos prolongados	Evitar inhalar el polvo de carbón durante periodos prolongados	--	--	--	--
No. Abrasión	80 (Método NBS)	95 (Método ASTM)	80 (Método ASTM)	-	--	75	75	75
Granulometría	8X30- M30 5% max.	12X40 -M40 5% max.	8X30 -M30 5% Max.	8X30	8X30 -M30 5% Max.	8X30	8X30	8X30
No. Yodo (mg.I <sub>2</sub> /g)min.	650	500	900	700	700	900	900	1000
Densidad aparente (g/mL)	0.38	0.45-0.52	0.47	0.45-.50	0.45-0.50	--	0.52	--
Área Superficial (Método N <sub>2</sub> BET m <sup>2</sup> /g)	650	550	1050	--	--	--	900-1000	--
pH	4-7	8-10	Alcalino	8.5-10.5	8.5-10.5	--	--	--
Diámetro promedio poro (Å)	56	-	30	--	--	--	--	--
Volumen de poro (mL/g)	0.95	0.32	0.80	--	--	0.8-1.0	0.85	0.55-0.75

### **2.4.2 Aplicación del carbón activado en la producción de agua potable**

El carbón activado se utiliza desde hace mucho tiempo en la potabilización del agua, este material remueve compuestos orgánicos e inorgánicos responsables de olores y sabores, o destrucción del cloro libre residual que permanece después de la etapa de desinfección. Los recientes estudios realizados muestran que el carbón activado puede retener los contaminantes orgánicos y sintéticos muy dañinos.

Las fuentes convencionales para la producción de agua potable son de tipo subterráneo o superficial. En ambos casos, el carbón activado es utilizado principalmente para la eliminación de materia orgánica aunque existen algunos reportes de su uso para la eliminación de metales. En el primer caso, la contaminación por materia orgánica natural es baja de hecho, con agua subterránea libre de contaminación se requiere únicamente de una desinfección para ser consumida como agua potable. Sin embargo, cada vez es más frecuente que los acuíferos se contaminen por lixiviados de suelos contaminados. Estos contaminantes pueden ser metales pesados, hidrocarburos, compuestos orgánicos volátiles, etc. En estos casos, es indispensable el uso del carbón activado para producir agua potable.

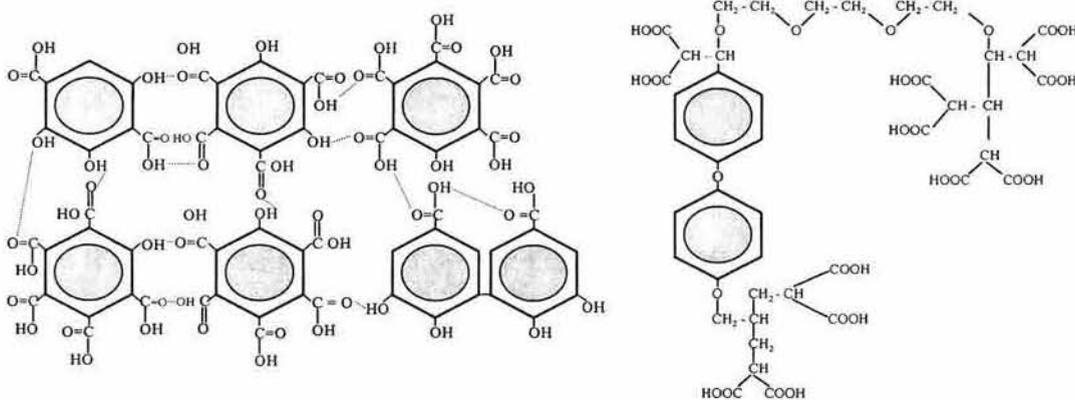
En el caso de la aplicación del carbón activado para producir agua potable a partir de fuentes superficiales, su uso se justifica por la eliminación de compuestos orgánicos sintéticos que no son eliminados por los procesos convencionales de potabilización (coagulación-floculación, filtración con arena y desinfección). El principal problema del uso de fuentes superficiales para la producción de agua potable es la gran cantidad de materia orgánica natural (MON) que éstas contienen, por que esta MON interfiere con la adsorción de los contaminantes prioritarios que se desean eliminar. Debido a esto la importancia del estudio de la MON en sistemas de adsorción con carbón activado.

### 2.4.3 Contaminantes removidos con carbón activado en los sistemas de producción de agua potable

Los contaminantes orgánicos presentes en fuentes de abastecimiento de agua potable, tanto superficial como de pozo, pueden clasificarse en:

- Materia orgánica natural (MON)
- Compuestos orgánicos sintéticos (COS)
- Compuestos orgánicos volátiles (COV)
- Compuestos cancerígenos

La Materia Orgánica Natural (MON) consiste en moléculas poliaromáticas complejas, clasificadas en forma amplia como sustancias húmicas, con tamaños de moléculas entre aproximadamente 300 y 300,000 daltons. Algunas de estas moléculas pueden eliminarse mediante coagulación, sedimentación y filtración. La fracción húmica se adsorbe débilmente, ya que el tamaño de sus moléculas es mayor que el de la mayoría de los poros del carbón, dando como resultado, que estos últimos compuestos saturan el carbón activado y bloqueen los poros reduciendo la capacidad de adsorción de moléculas de menor tamaño.



**Figura 2.3. Estructuras hipotéticas de las sustancias húmicas (a) según Gamble y Schnitzer (1974); (b) según Berrmann (1978) (Rebuhun y Lurie, 1993)**

Rebuhun y Lurie (1993) reportan que las sustancias húmicas contienen en su estructura anillos aromáticos con grupos funcionales fenólicos y carboxílicos, los cuales pueden encontrarse protonados o desprotonados dependiendo del pH y que estos grupos son los responsables directos de la formación de los flóculos entre los iones aluminio-MON en los procesos de coagulación-floculación Gregor et al.(1997).

La adsorción de la MON sobre carbón activado es un proceso muy complejo. La efectividad de este proceso para eliminar la materia orgánica por adsorción dependerá fuertemente de las características del carbón activado que se emplee. De dichas características, las más importantes a tener en cuenta son: El área superficial, el tamaño, el volumen y el modelo de los poros, además de algunas otras características químicas tales como la presencia de grupos funcionales con carga positiva o negativa; el tipo y el número de grupos en la superficie e impurezas.

En la gran mayoría de los casos, la adsorción de la MON sobre el carbón activado interfiere con la adsorción de otros compuestos clave que se desea sean eliminados del agua. Para evaluar lo anterior se han realizado varios estudios en los que se realiza una "precarga" del carbón activado con MON, lo que permite simular el agotamiento de la capacidad de adsorción del carbón debido a esta materia orgánica, pudiéndose realizar entonces ensayos del compuesto que se desea eliminar, como podría ser el caso de los plaguicidas (Gicquel, 1996).

## **2.5 APLICACIÓN DEL CARBÓN ACTIVADO EN CONJUNTO CON EL PROCESO DE COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN PARA PRODUCCIÓN DE AGUA POTABLE**

El conjunto de procesos típico para la producción de agua potable incluye: Coagulación - floculación, sedimentación, filtración sobre arena y desinfección. La contaminación cada vez más importante de las fuentes de suministro de agua potable ha hecho necesaria la incorporación de tratamientos fisicoquímicos avanzados, como la adsorción sobre carbón activado, para la eliminación de compuestos disueltos que no son eliminados con los flóculos formados en el primer proceso (Método de Fenton).

En el tratamiento de aguas residuales, se han encontrado reportes del uso del carbón activado en diferentes posiciones en la secuencia de operación de las plantas. Algunas veces es usado como pretratamiento, para eliminar compuestos orgánicos e inorgánicos, antes de otro tratamiento como el biológico, o puede ser usado como un proceso terciario avanzado con un objetivo de refinado del agua tratada.

Por otro lado, el carbón activado ha sido empleado para el tratamiento de aguas residuales sanitarias, las cuales en general son aceptablemente tratadas con procesos biológicos. Sin embargo en muchas de las ocasiones esta agua está contaminada por otra fuente de compuestos no biodegradables como los fosfatos provenientes de los detergentes, que sólo pueden eliminarse con carbón activado.

La combinación del carbón activado con procesos biológicos se presenta como una alternativa interesante para tratar aguas residuales altamente contaminadas. En estos casos intervienen dos mecanismos potenciales de eliminación de compuestos orgánicos: La adsorción y la biodegradación. Estos procesos al combinarse conjugan las ventajas de cada uno de ellos en la eliminación de compuestos orgánicos y neutralizan sus

respectivos inconvenientes. Una adsorción de compuestos potencialmente tóxica para una biomasa permite una mayor flexibilidad en la operación de un proceso biológico, por otro lado, la economía de la operación de los procesos biológicos permite reducir los costos del uso del carbón activado.

### **2.5.1 Sistemas de Carbón Activado Asistidos Biológicamente SCAAB**

La importante estructura porosa que presenta el carbón activado ofrece un área enorme para la fijación de compuestos orgánicos en sitios específicos. Asimismo, la rugosidad de la superficie representa un ambiente muy favorable para la fijación y desarrollo de microorganismos, quienes aprovechan como substratos los compuestos orgánicos en solución y los retenidos por adsorción Jonge et al.(1997). La adsorción y la biodegradación como procesos independientes de eliminación de compuestos orgánicos tienen limitaciones particulares las cuales son superadas cuando estos dos procesos se presentan simultáneamente sobre el carbón activado (Hutchinson y Robinson, 1990).

El objetivo de permitir el desarrollo de una actividad biológica en la superficie del carbón activado es prolongar la vida útil de los materiales adsorbentes, promoviendo el desarrollo controlado de la actividad biológica en la superficie de los mismos propiciando el llamado fenómeno de *bio-regeneración* (Craveiro de Sa y Malina, 1992).

El término carbón activado asistido biológicamente se aplica para designar las unidades de carbón que presentan actividad biológica en la superficie, ya sea aerobia o anaerobia y que ésta sea deliberadamente promovida o no. El crecimiento biológico en la superficie del carbón activado se presenta porque las partículas finas de carbón presentan una área superficial alta y afinidad por los microorganismos proporcionando un soporte para el desarrollo de los mismos (Stewart y col., 1990).

Estos sistemas se han probado ampliamente para la depuración tanto de agua para consumo humano como de aguas residuales. Internacionalmente, estos sistemas son conocidos por sus siglas en inglés BAC (Biological Activated Carbon) aunque esta denominación no se considera completamente correcta. Rice y Robson (1982) propusieron que la denominación "adsorción sobre carbón activado biológicamente intensificada". Una correcta definición en español de estos sistemas podría ser "Sistemas de Carbón Activado Asistidos Biológicamente" quedando sus siglas como SCAAB (Durán-Moreno, 1997). En los SCAAB, se promueve el desarrollo de una actividad biológica en la superficie de los granos carbón activado que conforman lechos fijos o fluidizados. En estos sistemas se combinan los procesos de adsorción y de biodegradación para la eliminación de compuestos orgánicos. El desarrollo de estos sistemas a nivel experimental se dio en los inicios de los años setentas en Europa y en menor medida en Estados Unidos. La aplicación al nivel industrial de los SCAAB se inició en los ochentas.

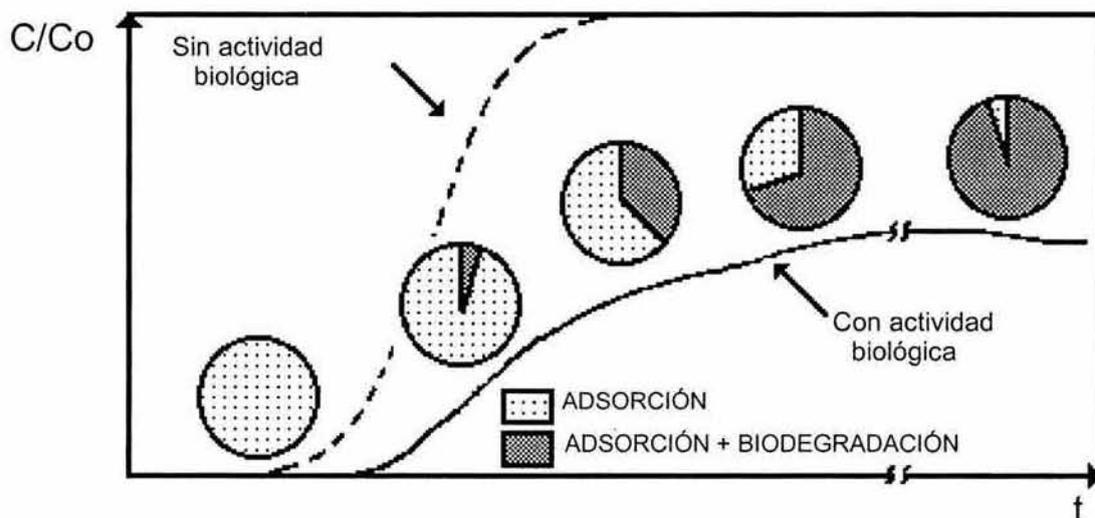
En los SCAAB, la mayor evidencia de influencia de la actividad biológica en la eliminación de compuestos orgánicos es la prolongación de la vida útil del carbón activado por encima de lo que teóricamente se obtendría si se considerara únicamente la capacidad máxima de adsorción del carbón activado

### **2.5.1.1** Descripción general de los SCAAB

Las curvas de operación de los SCAAB se caracterizan por una eliminación relativamente constante de materia orgánica durante largos periodos. En la Figura 2.4, se han representado esquemáticamente las curvas de operación de dos sistemas de carbón activado, uno funcionando únicamente como material adsorbente (línea punteada) y el segundo combinando la adsorción y la biodegradación (línea continua). El eje de las abscisas corresponde al tiempo de operación de los sistemas y el de las ordenadas representa la relación entre la concentración de la materia orgánica a la salida (C) y a la

entrada de los sistemas ( $C_0$ ). De esta figura se observa que cuando el sistema elimina materia orgánica únicamente por adsorción, en el carbón activado se acumula progresivamente la materia orgánica hasta la saturación completa del carbón ( $C/C_0=1$ ). En cambio, en un SCAAB, en función del tiempo de operación, las interacciones entre la adsorción y la biodegradación para la eliminación de la materia orgánica cambiarán progresivamente. En el primer intervalo de operación, el mecanismo dominante será la adsorción. Posteriormente, conforme la actividad biológica se desarrolle en la superficie del carbón activado, la biodegradación contribuirá significativamente en la eliminación de la materia orgánica biodegradable. Para periodos prolongados de funcionamiento, el mecanismo dominante de eliminación de compuestos disueltos será la biodegradación de manera que se establece un funcionamiento pseudo-estacionario en estos sistemas.

El desarrollo de los SCAAB comenzó desde los años 70's para el tratamiento de aguas. Diversas publicaciones exponen hipótesis acerca de este fenómeno, lo cierto es que no todas son correctas, tal cual lo expusieron Xiaojian et al. (1991).



**Figura 2.4. Representación de las curvas de operación de sistemas de carbón activado funcionando en condiciones abióticas y bióticas (Durán-Moreno, 1997)**

Rice et al.(1977), fueron los primeros en proponer el término carbón activado biológico (BAC, por sus siglas en inglés) para designar los sistemas de tratamiento donde la actividad biológica (generalmente aerobia) es deliberadamente promovida en los lechos de carbón activado en grano. Si bien este termino ha sido ampliamente utilizado, su significado no ha sido siempre el mismo. Éste puede ser empleado en referencia a la adsorción sobre carbón activado precedida de una etapa de oxidación química (con el fin de favorecer la biodegradación de compuestos orgánicos) o simplemente para designar las instalaciones de carbón activado, donde la actividad biológica es muy importante (Commite AWWA, 1981). Se afirma que el carbón activado puede ser parcialmente regenerado por microorganismos mientras el carbón se encuentra en operación.

#### **2.5.1.2 Mecanismo de funcionamiento de los SCAAB**

Algunos autores proponen que su función es incrementar la superficie sólido-líquido, en la cual los microorganismos, enzimas y material orgánico son adsorbidos proporcionando un ambiente enriquecido para el metabolismo microbiano, otros sostienen que se presenta un efecto sinérgico aumentando la actividad biológica de los microorganismos y una bio-regeneración del carbón, el carbón actuando como buffer de la concentración de compuestos tóxicos. La principal dificultad consiste en establecer las contribuciones de la adsorción y biodegradación respectivamente, lo cual ocasiona que se aplique de manera empírica. Se han emitido varias hipótesis sobre los mecanismos de sinergia entre la adsorción y la biodegradación sobre carbón activado, la más aceptada sostiene que la presencia del carbón incrementa la superficie líquido-sólido en la cual las células microbianas, enzimas, material orgánico y oxígeno son adsorbidos, proporcionando un ambiente enriquecido para el metabolismo microbiano. Así, las enzimas microbianas excretadas en los poros del carbón producen una biodegradación extracelular de los

compuestos orgánicos adsorbidos (Gaid y col., 1982; Xiaojian y col., 1991). La capacidad de adsorción del carbón es prolongada por la actividad biológica conduciendo a un incremento de los ciclos de utilización del mismo en comparación con un sistema donde se presenta adsorción únicamente, este fenómeno se conoce con el nombre de bio-regeneración. Una de las principales características de la bio-regeneración es que los contaminantes no son transferidos de lugar sino que realmente pueden ser transformados en compuestos inocuos al ambiente (Orshansky y Narkis, 1997).

Voice et al.(1992) establecen que ambos mecanismos la degradación y adsorción están implicados en los sistemas SCAAB. Al inicio del proceso, el substrato es removido principalmente por la adsorción, después que la biopelícula se desarrolla, las condiciones estables del sistema se alcanzan y el proceso es dominado por la biodegradación. Bajo condiciones estables, el sistema mantiene su capacidad de adsorción debido a que se presenta el fenómeno de bio-regeneración, y cuando es sometida a condiciones de alta carga orgánica la adsorción se pone de manifiesto estabilizando el proceso, dándose una adsorción del material que es incrementado y este posteriormente es desorbido y biodegradado.

Jonge, et al.(1997) reportan una coincidencia entre la parte biodisponible de compuestos adsorbidos (o-cresol y ácido 3-cloro benzoico) con la parte desorbible y a su vez con la parte biorregenerable la cual no excede la parte desorbible. Aparentemente las bacterias fueron incapaces de reaccionar con los compuestos no adsorbibles o influenciar la desorción de estos. Esto indica que su desorción ocurre antes de la biodegradación, así que la biorregeneración es controlada por la desorción de los compuestos adsorbidos en el carbón. Esto es confirmado por el hecho de que las diferencias en las cinéticas de biodegradación entre ambos PAC's corresponden a las diferencias en las cinéticas de desorción encontradas. De esta forma proponen un mecanismo de bio-regeneración donde la desorción precede la biodegradación, siendo así que los microorganismos reducen la concentración de compuestos disueltos, forzando la desorción y subsiguiente biodegradación.

Las velocidades de las reacciones biológicas son más altas en el carbón activado debido a un enriquecimiento de los compuestos orgánicos por la adsorción del carbón. Indicando que el proceso es básicamente una combinación de la biodegradación y adsorción sobre el carbón. Los compuestos orgánicos menos biodegradables pueden primero ser adsorbidos sobre el carbón, y entonces ser degradados lentamente por los microorganismos (Weber y Ying, 1977).

### **2.5.2 Proceso de bio-regeneración del carbón activado**

La bio-regeneración de un carbón activado prolonga el tiempo de servicio de éstos debido a que se liberan sitios de adsorción por la acción de microorganismos. Una de las principales teorías sobre bio-regeneración es la desorción de materia orgánica de acuerdo a las reacciones exoenzimáticas. De acuerdo a esta teoría las bacterias son muy grandes para migrar dentro de los microporos de CAG (carbón activado granular). Algunos enzimas excretadas por las bacterias podrían difundirse fácilmente hacia los microporos y reacciona con los substratos adsorbidos. La mayor desorción toma lugar debido a la débil adsorbibilidad de las enzimas sintéticas de la materia orgánica, otras teorías consideran que la bio-regeneración es la zona de mayor concentración de adsorción en el equilibrio de adsorción. En estas teorías la materia orgánica es eventualmente difundida de los poros del CAG, las cuales son degradadas por bacterias, de tal forma que ocurre el proceso de bio-regeneración. Kim et al.(1996), sugieren que la capacidad de bio-regeneración es mucho mayor que la capacidad de desorción. Tomando en cuenta que la bio-regeneración es controlada por factores biológicos mucho más que la desorción debido a la relación del gradiente de concentración.

Walker y Weatherley (1997), entre otros investigadores, han sugerido que el sistema de carbón activado asistido biológicamente puede ser regenerado "*in situ*" con la actividad biológica a través de una columna, efectivamente degradando las especies las cuales

han sido adsorbidas por el carbón (Rodman et al., 1970). Otras investigaciones sugieren la regeneración del carbón activado se puede hacer poniéndolo en contacto con un tanque de aireación, donde el carbón gastado es puesto en contacto con lodos activados. Los mecanismos de bio-regeneración que han sido propuestos postulan que las enzimas extracelulares de las bacterias se difunden dentro de las estructuras microporosas del carbón y degradan los adsorbatos en los sitios activos (Perrotti y col., 1974); este tipo de regeneración puede extender la vida del carbón (Jahangir, 1994).

El CAAB representa un tipo de depósito de substrato y oxígeno necesarios para los microorganismos presentes sobre el adsorbente, y los protege de las altas concentraciones de substratos y sustancias tóxicas. Los microorganismos regenerados de la superficie del carbón activado utilizan los substratos orgánicos como fuente de alimentación y energía.

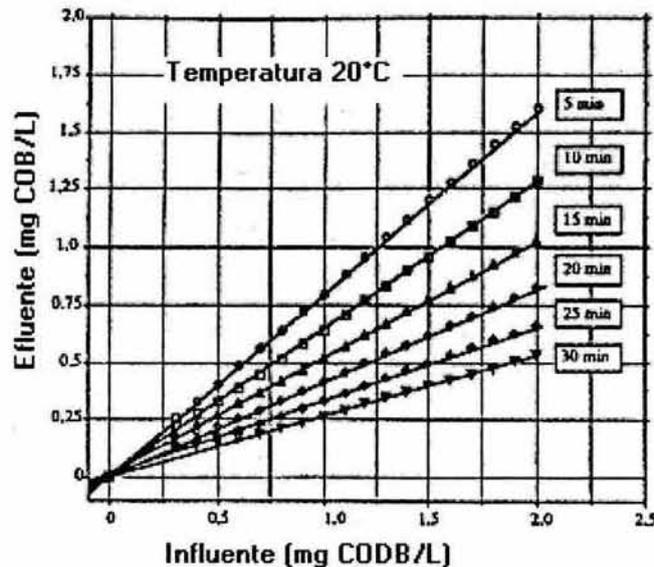
El proceso de remoción de substratos comprende la adsorción dentro de la superficie del carbón activado, adsorción dentro de la película y la oxidación microbiológica; (Mörsen y Rehm, 1990; Xiaojian y col., 1991). La regeneración biológica aumenta el potencial de uso del carbón activado y reduce los costos de operación del sistema (Servais y col., 1991). Los estudios realizados por Jonge et al.(1996) demostraron que la capacidad de bio-regeneración del tipo de carbón activado, también depende del tipo de compuestos que se necesitan adsorber.

### **2.5.3 Influencia de variables de operación.**

La eficiencia de funcionamiento de los SCAAB depende fuertemente de las condiciones de operación que se adopten. Se destacan principalmente la concentración de substratos que contiene el agua que será tratada, el tiempo de contacto que se tendrá en el sistema y la temperatura del medio líquido.

### 2.5.3.1 Tiempo de Contacto

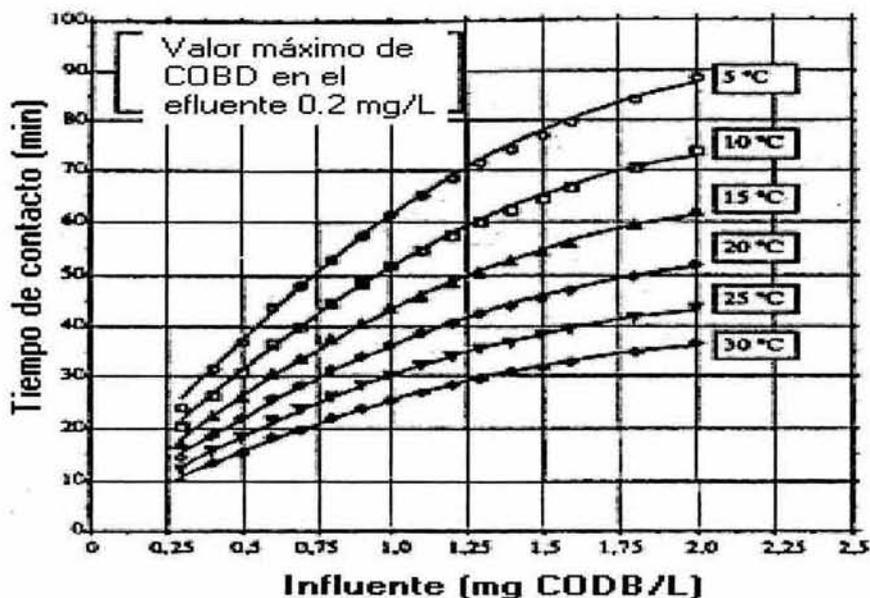
El tiempo de contacto es uno de los parámetros de operación más importantes en las unidades carbón activado granular. Monteiro (1994) ha demostrado que la eliminación de CODB en las unidades de CAG aumenta de manera lineal con respecto al tiempo de contacto, tal como se representa en la Figura 2.5. Esta figura muestra cuáles son los tiempos de contacto necesarios para alcanzar a la salida de los filtros de carbón activado una concentración de 0.2 mg CODB/L, para diferentes concentraciones iniciales de CODB que varían de 0.2 a 1.6 mg/L y para temperaturas que van de 5 a 30°C.



**Figura 2.5. Valores de CODB en el efluente a diferentes concentraciones iniciales y tiempos de contacto a una temperatura de 20°C (Monterio, 1994)**

### 2.5.3.2 Temperatura

La temperatura tiene un efecto contrario en los procesos de biodegradación y de adsorción; una disminución de la temperatura favorece la adsorción, en tanto que la biodegradación es favorecida si la temperatura aumenta. En efecto, la adsorción es una función lineal decreciente con la temperatura, por el contrario la actividad biológica se incrementa con la temperatura siguiendo una función exponencial. Para un sistema de carbón activado granular en el que la actividad biológica es importante, un aumento de la temperatura deberá tener un efecto positivo sobre la eficiencia global del sistema. La Figura 2.6 representa el efecto de la temperatura sobre los SCAAB.



**Figura 2.6. Efecto de la temperatura sobre la eliminación de COBD hasta un valor máximo de 0.2 mg/L en el efluente (Monteiro, 1994)**

#### **2.5.4 Tipo de carbón activado**

La fijación de microorganismos es favorecida por el CAG. La porosidad del CAG ofrece una protección a los microorganismos contra las fuerzas de corte por el paso del agua. En efecto, durante el lavado de las unidades de carbón activado se pierde una fracción de la biomasa y con ello la capacidad de eliminación de substratos por biodegradación. LeCloirec et al. (1982) observaron que esta caída no es muy importante y que la reanudación del grado de eliminación de los substratos es más rápida para un soporte de mesoporos (carbón activado picactif NC60) en relación a un soporte no poroso (cáscara de coco). Este hecho es explicado simplemente por la relación más importante de la biomasa fija en los mesoporos. Los substratos empleados en dicho estudio fueron el fenol y el etanol.

#### **2.5.5 Ventajas de los SCAAB**

Los SCAAB ofrecen varias ventajas derivadas de la verdadera sinergia que se establece entre el carbón activado y la biomasa que se desarrolla en su superficie. El carbón activado ofrece un ambiente muy favorable para la fijación de microorganismos debido a su estructura porosa. Por otro lado, la capacidad de adsorción del carbón activado permite proteger a los microorganismos de los efectos tóxicos de algunos contaminantes del agua. Así, entre las ventajas más significativas que ofrecen los SCAAB se encuentra, la prolongación de la vida útil del carbón activado, de la disminución del color, turbiedad y materia orgánica del agua.

Este proceso ofrece ciertas ventajas económicas debido al hecho de que el costo de capital es muy bajo en relación con otros procesos. También a que la aplicación de éste disminuye la frecuencia de regeneración del carbón dando como resultado una baja energía requerida y un bajo costo de operación (Walker y Weatherley, 1997).

### **2.5.6 Inconvenientes de los SCAAB**

Los estudios llevados a cabo por diversos investigadores reportan ciertas desventajas en las columnas del SCAAB.

En los lechos de carbón activado, una de las desventajas físicas que se pueden presentar es el incremento de la caída de presión debido al sobrecrecimiento microbiano (Charackilis, 1981). Este problema puede ser eliminado ya sea incrementando la frecuencia de retrolavado o aumentando el aire de venteo para remover la biomasa excesiva.

Entre los inconvenientes que se han detectado en la operación de los SCAAB se destacan la posibilidad de la inmovilización de microorganismos patógenos, la de la liberación de endotoxinas bacterianas y la posibilidad de la interferencia de la adsorción debido a la biomasa fija.

Otra desventaja del sistema CAAB es que protege a las bacterias de los efectos de compuestos tóxicos, lo cual es una desventaja ya que en caso de haber fugas de carbón que contengan bacterias patógenas éstas no serán eliminadas durante el proceso de desinfección.

Varios reportes señalan que el CAAB presenta una gran ventaja para remover cierto tipo de materiales como lo son fenoles, ácidos orgánicos y compuestos de bajo peso molecular. Sin embargo, las especies como pigmentos son relativamente difíciles de biodegradar ya que poseen un elevado peso molecular y la biomasa puede inhibir su adsorción.

## 2.6 ECUACIÓN DE BOHART Y ADAMS

La ecuación de Bohart-Adams es un modelo matemático para el diseño de las columnas de carbón, así como para calcular el tiempo de vida del carbón activado.

Varios modelos pueden ser propuestos para describir el comportamiento en el carbón activado, en sistemas sencillos y compuestos que incluyen columnas de carbón; modelos para interpretar los datos de una operación de adsorción para remover contaminantes tales como COT o DQO. Un modelo esencial es *la función logística simple o simétrica*.

El equilibrio de las isothermas de adsorción determinadas por este modelo pueden entonces ser extrapoladas para predecir una amplia escala (escala de tamaño natural) del adsorbente carbón activado o para el comportamiento de contacto.

En enero de 1980, Oulman propuso el uso de un modelo con una columna de servicio (cama profunda de servicio) para interpretar datos de adsorción sobre carbón activado en la operación de las columnas.

El modelo para una columna de servicio (cama profunda de servicio) fue desarrollado por Bohart y Adams basado sobre la teoría de la reacción superficial, que puede ser demostrada, por ser equivalente a la curva logística.

La ecuación de Bohart y Adams es la siguiente:

$$\ln (C_0/C-1) = KNx/V - KCot \quad (1)$$

En donde:

C = concentración del contaminante en el efluente  
Co = concentración del contaminante en el influente  
K = coeficiente de velocidad de adsorción  
N = coeficiente de la capacidad de adsorción  
x = altura de la cama (columna)  
V = velocidad lineal  
t = tiempo

La ecuación 1 puede ser escrita como:

$$C/Co = 1/[1+e^{-(a+bt)}] \quad (2)$$

En donde:

a = KNx/V  
b = KNo

La ecuación 2 es la ecuación para describir la *curva logística*. La cual tiene la forma de una S, curva que es simétrica alrededor del punto medio.

Una de las limitaciones de la función logística simple es que esta requiere la simetría mencionada. Algunas curvas de ruptura de carbón activado no son perfectamente simétricas, esta falta de simetría es a causa de las características particulares de algún contaminante o contaminantes existentes en el influente.

Robert M. Clark desarrollo una alternativa para la función logística simple, llamada la *función logística generalizada*, esta incorpora a la adsorción las características de un contaminante determinado descrito por la isoterma de adsorción de Freundlich.

Por otro lado para un rango de concentraciones pequeñas y particularmente para soluciones diluidas una isoterma de adsorción de Freundlich puede escribirse:

$$q = K_e C_e^{1/n} \quad (3)$$

En donde:

$q$  = mg/g de material adsorbido

$C_e$  = mg/L de adsorbato

$n, K_e$  = constantes

La ecuación 3 describe las concentraciones en el equilibrio.

### 2.6.1 Función Logística Generalizada

La Función Logística Generalizada es la siguiente:

$$C = [C_i^{n-1} / (1 + A e^{-rt})^{1/n-1}] \quad (4)$$

En donde:

$C$  = concentración del contaminante en el efluente de la columna de carbón activado

$C_i$  = concentración en el influente

$r, A$  = constantes de la función logística

$n$  = inversa de la pendiente de la isoterma de Freundlich

La constante A es definida como sigue:

$$A = [(C_i / C_E)^{n-1} - 1] e^{-r t_b} \quad (5)$$

En donde:

$r, n, C_i$  = definidas anteriormente

$C_E$  = concentración del contaminante en la ruptura.

$t_b$  = tiempo de servicio hasta la ruptura

El primer paso en este análisis es cómo demostrar que la amplia escala es realmente la respuesta a lo adsorbido en el piloto de adsorción. Para establecer esta relación, la ecuación 4 fue arreglada para relacionar al efluente con los datos del piloto de adsorción.

Así la ec. 4 fue arreglada como sigue:

$$\ln [(C_i / C_t)^{n-1} - 1] = \ln A - r t \quad (6)$$

La evaluación de A y r pueden ser estimadas del arreglo anterior. De la columna los datos asumidos del efluente son:

$C_i$  = concentración del contaminante en el influente.

$C_t$  = concentración del contaminante en el efluente en el tiempo t

Así la ecuación 4 permite encontrar el tiempo teórico de servicio hasta la ruptura evaluando las constantes A y r específicas para cada caso. Así la ecuación 4 puede escribirse como sigue:

$$t_d = [((C_i / C_b)^{n-1} - 1) / A]^{1/r} \quad (7)$$

## **2.7 FUNDAMENTOS DE LAS TÉCNICAS ANALÍTICAS EMPLEADAS**

### **2.7.1 Muestreo y caracterización del agua residual a tratar**

El objetivo del muestreo es recolectar una porción de material lo suficientemente pequeña en volumen, para ser transportada y manejada convenientemente en el laboratorio, siempre y cuando represente correctamente a dicho material. Estas muestras fueron manejadas de tal forma que no hubo cambios significativos en la composición de la muestra antes que se realizaran las pruebas.

### **2.7.2 Pruebas fisicoquímicas**

#### **2.7.2.1 Temperatura y pH**

Tanto la medición del pH, como de la temperatura están normadas, como ya se mencionó estos parámetros influyen significativamente en el método de Fenton, por lo que es de suma importancia medir ambos parámetros.

#### **2.7.2.2 Demanda Química de Oxígeno**

La Demanda Química de Oxígeno (DQO), se utiliza frecuentemente como una medida de los contaminantes en las aguas naturales y en las aguas residuales. En este trabajo se consideró como el parámetro más importante en la determinación de la mejor relación y la mejor dosis de reactivos, ya que nos da una idea muy clara de la cantidad de materia y contaminantes presentes en el agua tratada.

Se define como la medida del equivalente de oxígeno del contenido de materia orgánica de una muestra susceptible de oxidación por un oxidante químico fuerte. En la literatura, la DQO es un parámetro importante que se utiliza para conocer el grado en los cambios de oxidación (Chamarro et al., 2001).

Su metodología se basa en la norma mexicana NMX-AA-030-1981 y en los métodos estándar (APHA, 1992), en el cual se mencionan tres técnicas distintas: reflujo abierto, reflujo cerrado - método titulométrico y reflujo cerrado - método colorimétrico; Esta última es la que utiliza el aparato con el que se cuenta en el laboratorio y que nos da la medida directa de la DQO.

Se prefiere el método de reflujo de dicromato a los procedimientos que utilizan otros oxidantes debido a su mayor capacidad oxidante, a su aplicabilidad, a una mayor variedad de muestras y a su fácil manipulación. La oxidación de los compuestos orgánicos es del 95 al 100 % del valor teórico. Por sus propiedades químicas únicas, el ion dicromato ( $\text{Cr}_2\text{O}_7$ ), es el oxidante específico empleado, éste es reducido al ion crómico ( $\text{Cr}^{3+}$ ). Tanto los compuestos orgánicos como los inorgánicos están sujetos a la oxidación.

La mayor parte de la materia orgánica resulta oxidada por una mezcla a ebullición de los ácidos crómico y sulfúrico. La muestra se somete a reflujo en una solución ácida fuerte con un exceso conocido de dicromato de potasio ( $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ). Cuando la muestra es digerida, el ion dicromato oxida al material DQO presente en la muestra. Esto resulta en el cambio del cromo de su estado hexavalente (VI) a su estado trivalente (III). Ambas especies del cromo son coloreadas y se absorban en la región visible del espectro. El ion cromo ( $\text{Cr}^{3+}$ ) absorbe la luz fuertemente en la región de los 600 nm, donde el dicromato tiene casi cero absorción.

El análisis colorimétrico es una técnica cuantitativa basada en la comparación de la intensidad de color entre una muestra problema y un estándar; principio utilizado por el

NOVA. Así que para determinar la concentración de la DQO de una muestra problema, se hace una curva de calibración utilizando muestras estándares de concentración conocida. De tal forma que la absorbancia de la muestra problema se obtiene en el espectrofotómetro y su concentración se obtendrá por la interpolación de la absorbancia en la curva de calibración, para esto se emplea una técnica de barrido a una longitud de onda de 620 nm. El aparato NOVA de forma directa mide la concentración de la DQO.

Debe notarse que el peróxido de hidrógeno empleado en la oxidación de Fenton a menudo no se consume completamente durante el periodo de tratamiento. El  $H_2O_2$  residual puede interferir en la medición de la DQO debido a que reacciona con el dicromato en la solución acuosa y por lo tanto se obtiene un mayor valor en la DQO. Se ha observado que la relación entre la DQO y el  $H_2O_2$  es lineal y por cada 1 mg/L residual de  $H_2O_2$ , se generan 0.26 mg/L adicionales de DQO. En la literatura se observó que el peróxido de hidrógeno se consumió totalmente después de 2 horas, sin importar su concentración inicial (Lin y Chen, 1997).

### **2.7.2.3** Turbiedad

La transparencia es uno de los factores más importantes y decisivos en la valoración de la calidad del agua. La turbiedad es producida por materias en suspensión y/o coloidales, como arcilla, cieno o materias orgánicas e inorgánicas finamente divididas, compuestos orgánicos solubles coloreados, plancton y otros microorganismos. La turbiedad es una expresión de la propiedad óptica que origina que la luz se disperse y absorba en vez de transmitirse en línea recta a través de la muestra.

Los resultados suelen expresarse en forma de Unidades de Turbiedad Nefelométricas (UTN). (APHA, 1992; Lin y Chen, 1997; Lin et al., 1999).

#### **2.7.2.4** Color

El termino color se asocia al concepto de "color verdadero", que es el color del agua cuya turbiedad ha sido eliminada. El termino "color aparente" engloba no sólo el color debido a las sustancias disueltas, sino también a las materias en suspensión. Tal color aparente se determina en la muestra original sin filtrado ni centrifugado.

El color del agua puede ser resultado de la presencia de iones metálicos naturales (hierro y manganeso), de humus y turbas, plancton, restos vegetales y residuos industriales. Tal coloración se debe eliminar para adaptar el agua a usos generales e industriales. Las aguas residuales industriales suelen requerir la supresión del color antes del desagüe.

Para determinar el color mediante los métodos actualmente aceptados, es necesario eliminar la turbiedad antes de proceder al análisis. Esto se logra mediante la filtración.

La unidad Pt-Co equivale al color producido por 1 mg/L de platino como ion cloroplatinado (APHA, 1992).

#### **2.7.2.5** Pruebas microbiológicas

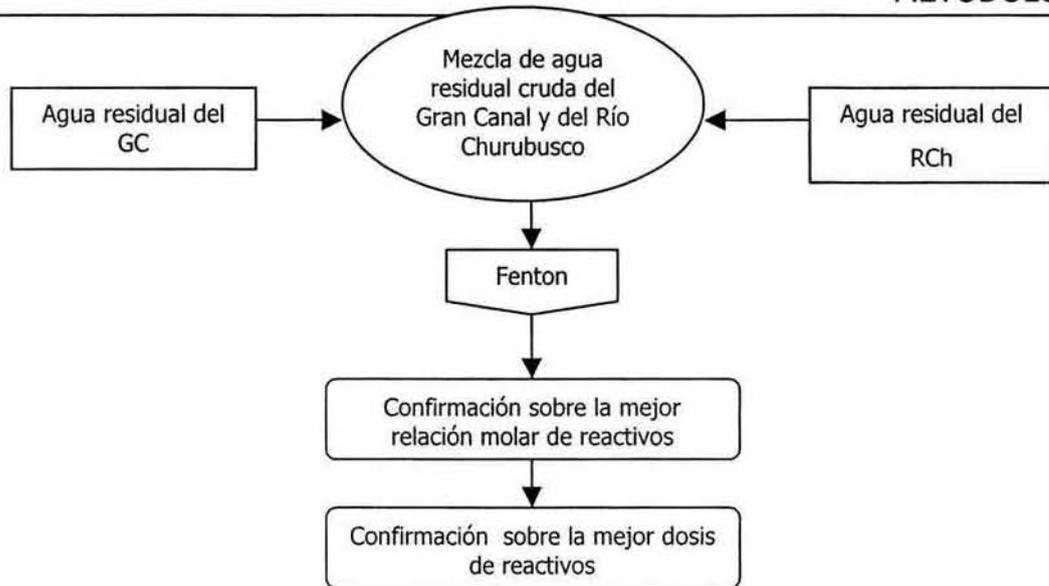
En este trabajo se realizaron pruebas microbiológicas con el fin de evaluar el método de Fenton como desinfectante y la adsorción en carbón activado asistido biológicamente, en el tratamiento de aguas residuales de la Ciudad de México. A causa de la gran importancia de los microorganismos en las enfermedades humanas transmitidas por factores ambientales, y en virtud de su trascendencia en la ecología y en la tecnología del control ambiental.

## **CAPITULO 3. METODOLOGÍA**

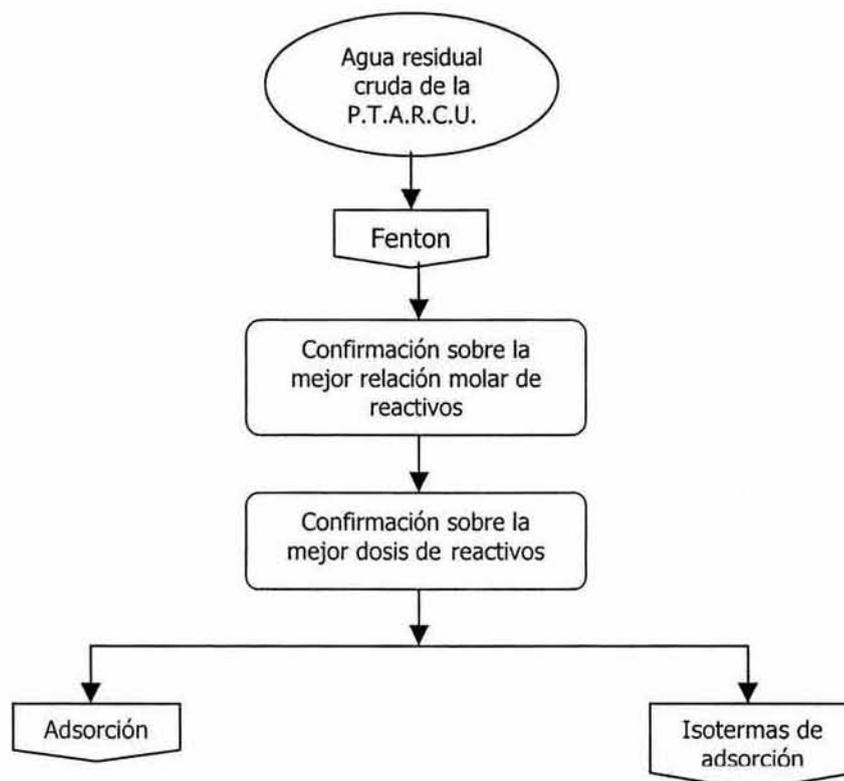
En este capítulo se presenta la metodología empleada para realizar las pruebas de tratabilidad del agua, de los procesos involucrados para la depuración del agua residual de la Planta de Tratamiento de Ciudad Universitaria, así como de una mezcla 1:1 de las aguas residuales conducidas por el Gran Canal (GC) y por el Río Churubusco (RCh).

En la Figura 3.1, se sintetiza, en forma de diagrama de flujo, el seguimiento del tratamiento de la mezcla 1:1 del agua residual cruda del Gran Canal y del Río Churubusco. En la Figura 3.2, se sintetiza, el seguimiento del tratamiento del agua residual cruda de la P.T.A.R.C.U.

Como primera etapa de la metodología experimental, se considero la realización de una caracterización de los efluentes, de la P.T.A.R.C.U. así como de la mezcla Gran Canal y Río Churubusco. Posteriormente se realizaron pruebas de tratabilidad de esta agua por medio del método de Fenton, en el cual se probaron distintas condiciones de experimentación con el fin de determinar las condiciones en las que se obtuvieran los mejores resultados en la eliminación de los principales contaminantes (DQO, color, turbiedad y sólidos suspendidos totales) del agua. Con dichas condiciones se pretrataron en el caso del agua residual de la P.T.A.R.C.U. volúmenes suficientes de agua para ser utilizados en la adsorción con carbón activado y para la realización de isotermas de adsorción.



**Figura 3.1. Metodología para el tratamiento de la mezcla 1: 1 del agua residual conducida por el Gran Canal y el Río Churubusco**



**Figura 3.2. Metodología para el tratamiento del agua residual de la Planta de Tratamiento de C.U.**

### 3.1 METODOLOGÍA DE MUESTREO

El objetivo del muestreo es recolectar una pequeña muestra de los efluentes, para ser transportada y manejada convenientemente en el laboratorio, mientras representa correctamente a dicho efluente. Estas muestras son manejadas de tal forma que no habrá cambios significativos en la composición antes que se realicen las pruebas.

Las aguas residuales que se estudiaron son las evacuadas por el Gran Canal, por el Río Churubusco y por la PTARCU. Dado que las dos primeras corrientes terminan por mezclarse para su evacuación final de la Ciudad de México, se considera que el estudio será más representativo si se hacen pruebas de tratabilidad con una mezcla de ellas en una relación uno a uno (1:1), esto quiere decir que un litro de agua residual del Gran Canal se mezcla con un litro de agua proveniente del Río Churubusco. El agua de la Planta de Tratamiento de C.U. es tratada por separado y es seleccionada para las pruebas de adsorción con el fin de contar con un agua de características relativamente constantes para realizar la serie de experimentos necesarios, y que el muestreo no se dificultara por las distancias. En cada muestreo se recolectaron un mínimo de 200 L de agua, en bidones de plástico; la cual fue conservada a 4 °C.

Los puntos de muestreo seleccionados fueron la Planta de bombeo No. 7 para el Gran Canal y la Planta de bombeo "Zona Lago" sobre el Río Churubusco. Estos puntos de muestreo son los recomendados en un estudio previo realizado por el instituto de ingeniería (Jiménez B. et al, 1995), y el punto para la PTARCU es en el desarenado.

## 3.2 TÉCNICAS EMPLEADAS

Se determinaron los siguientes parámetros de calidad del agua:

- Físicoquímicos: DQO, color, turbiedad, SST y NTK
- Microbiológicos: Coliformes totales, coliformes fecales, *Salmonella*, *Shigella* y *Escherichia coli*

A continuación se presenta la metodología empleada para cada uno de estos parámetros.

### 3.2.1 Pruebas físicoquímicas

Como apoyo para la metodología experimental, se presentan los diagramas de flujo y la preparación de reactivos para las distintas pruebas realizadas en el Anexo. Las fotografías de los equipos utilizados se presentan también en el Anexo. En la Tabla 3.1 se presentan los métodos que regulan las técnicas aplicadas para la medición de los distintos parámetros.

#### 3.2.1.1 Demanda Química de Oxígeno

Este parámetro es fundamental en la evaluación del método de Fenton como pretratamiento de las aguas residuales; así como en la etapa de depuración complementaria del sistema de carbón activado asistido biológicamente. Ya que se consideró como base para determinar la eficiencia de los tratamientos. Fue el parámetro clave en la selección de la mejor relación y de la mejor dosis de reactivos de Fenton. Para realizar la prueba de la DQO en el laboratorio se utilizó el método Merck-Spectroquant. 14540 y 14541 que se describe a continuación:

**Tabla 3.1. Métodos que regulan las técnicas analíticas aplicadas para la medición de los distintos parámetros**

<b>Parámetro</b>	<b>Referencia</b>
Demanda Química de Oxígeno	Método Merck-Spectroquant (14540 ó 14541)
Sólidos Suspendidos Totales	Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales. APHA-AWWA-WPCF. Método 4500-NH3 E.
Color	Fotométrico, equipo HANNA HI 93727
Turbiedad	Nefelométrico, ORBECHELLIGE mod. 966
Nitrógeno Total y Nitrógeno amoniacal	Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales. APHA-AWWA-WPCF. Método 4500-NH3 E.

Colocar en la celda 0.3 mL de solución A (MERCK 1.14538.0065. Vol 65 mL) y 2.85 mL de solución B de dicromato de potasio y ácido sulfúrico (MERCK 1.14539.0495 de 495 mL). Agitar por medio de balanceo y añadir 2 mL de la muestra a determinar. Cerrar firmemente con tapa roscada y mezclar intensamente. Calentar la celda de reacción en el termo-reactor MERCK mod. TR 300 con capacidad para 14 celdas durante 2 horas a 148° C. Al término de este tiempo sacar la celda y agitar por medio de balanceo a los 10 minutos de terminada la reacción. Dejar enfriar hasta temperatura ambiente (alrededor de 20 °C) y colocar la celda en el compartimiento para celdas Spectroquant MERCK mod. NOVA 60, el cual muestra el valor de la DQO.

### 3.2.1.2 Turbiedad

La turbiedad fue cuantificada con un turbidímetro Orbeco-Hellige 966. La metodología consistió simplemente en llenar con 20 mL de muestra problema la celda incluida en el equipo. Se agitó vigorosamente la muestra y se introdujo la celda en el turbidímetro, el cual ya está calibrado y ajustado a cero desde su fabricación, simplemente hay que seleccionar la escala que se ajuste mejor al resultado, el cual está dado en UTN (Unidades de Turbiedad Nefelométricas); entre una lectura y otra es necesario enjuagar la celda con agua destilada.

### 3.2.1.3 Color

Para la medición del color se utilizó un colorímetro de ion específico HANNA HI93727. Para este estudio se midió el color real del agua, por esta razón se filtró al vacío la muestra problema con papel filtro de 40  $\mu\text{m}$  de poro. Hecho esto se calibra a cero el colorímetro con un blanco de agua destilada, a continuación, se introduce la celda de tal forma que la marca que tiene en la tapa coincida con la cuña marcada en el aparato y se efectúa la lectura, la cual da el resultado directo en Pt-Co (unidades de color platino-cobalto).

### 3.2.1.4 Sólidos Suspendidos Totales (SST)

En función de la cantidad de sólidos probables, se toma una cantidad de muestra que contenga como mínimo 25 mg de sólidos totales, en este estudio se utilizaron 25 mL. Se transfiere la muestra a un crisol que ha sido puesto a peso constante previamente. Se seca la muestra en la estufa a 376 K - 378 K (103 - 105° C) hasta peso constante; se enfría en un desecador hasta temperatura ambiente y se determina su masa.

La expresión de resultados se realiza con una sensibilidad de 0.0001g

$$ST = (G1 - G) \times 1000 / V$$

En donde:

ST = Sólidos totales, en mg/L

G1 = Masa de la cápsula con el residuo, después de la evaporación, en mg

G = Masa de la cápsula vacía, en mg

V = Volumen de muestra, en mL

### 3.2.1.5 Nitrógeno Total Kjeldahl

Se toma el volumen de la muestra a partir de la Tabla 3.2. De acuerdo a esta tabla y esperando obtener una concentración de nitrógeno orgánico entre 8-80 mg/L se tomaron 25 mL de muestra problema. Hay que mencionar que se requieren de aproximadamente 2 horas por cada análisis y debido a las características del aparato sólo se pueden digerir 4 muestras a la vez, por esta razón se realizó el blanco de agua destilada en una etapa y se caracterizaron las siguientes muestras problema:

1. Agua tratada con la mejor relación o dosis de reactivos de Fenton, (Entrada al sistema de adsorción)
2. Agua residual cruda
3. Salida del sistema de carbón activado con actividad biológica
4. Salida del sistema de carbón activado sin actividad biológica

**Tabla 3.2. Selección del volumen de la muestra (APHA, 1992)**

<b>Nitrógeno orgánico en la muestra mg/L</b>	<b>Tamaño de la muestra mL</b>
4-40	50
8-80	25
20-200	10
40-400	5

Se colocan 20 mL de muestra en un tubo de digestión junto con 10 mL de solución de digestión. Se coloca el tubo en la parrilla del digestor y se cubre con la tapa móvil para evitar pérdida de calor además se producen gases tóxicos ( $H_2S$ ). El digestor (Labconco, 0°C-500°C con 4 tubos labconco con tapas móviles) debe estar bajo la campana a una temperatura de 450° C. La digestión se lleva a cabo durante 30 minutos para obtener 1mL total de muestra digerida.

Se deja enfriar la muestra en un intervalo de tiempo de 5 a 8 minutos evitando la formación de precipitados. Una vez transcurrido este tiempo se toman 20 mL de muestra por dilución, empezando por el blanco, se enjuaga con agua destilada y se vierte en el aparato de destilación Labconco 25000.

Se agregan 10 mL de reactivo tiosulfato-hidróxido para destilar la muestra desde un medio alcalino. La muestra destilada se colecta a la salida del condensador del aparato en un matraz Erlenmeyer de 50 mL, el cual contiene 10 mL de solución indicadora de ácido bórico, hasta obtener un volumen total de muestra de 40 mL. La recuperación total de nitrógeno amoniacal se cumple de 3-5 minutos de tiempo de destilación.

Finalmente el Nitrógeno Kjeldahl se determina por titulación con un ácido mineral patrón, en este caso ácido sulfúrico 0.02 N, se titula la muestra hasta que vire a lavanda pálida (Método 4500-NH3 E.; APHA, 1992).

El nitrógeno total Kjeldahl en mg/L se calcula con la fórmula siguiente:

$$\text{Nitrógeno total Kjeldahl en mg/L} = (A-B) \times N \times 14 \times 1000 / V$$

En donde:

A = Volumen de solución de ácido sulfúrico empleado para titular la muestra, en mL, correspondiente al nitrógeno total Kjeldahl.

B = Volumen de solución de ácido sulfúrico empleado para titular el blanco o testigo, en mL.

N = Normalidad de la solución de ácido sulfúrico.

V = Volumen de muestra, en mL.

### **3.2.1.6** pH

Para determinar el pH de la muestra problema se utilizó un potenciómetro ORION 720-A, previamente calibrado. Se determina el pH de la muestra problema por inmersión directa del electrodo del potenciómetro.

### **3.2.1.7** Temperatura

Se determina la temperatura de la muestra problema por inmersión directa del instrumento medidor de temperatura (termómetro), esperando el tiempo suficiente para obtener mediciones constantes.

### 3.2.2 Pruebas microbiológicas

La metodología empleada está basada en la norma mexicana NMX-AA-102 "Aguas - Detección enumeración de organismos coliformes, organismos coliformes termotolerantes y *Escherichia coli* presuntiva - Método de Filtración en Membrana" (publicada el 28 de Agosto de 1987, en el D.O.F.) y en los métodos estándar (APHA, 1992 y 1998)

Para esterilizar el material de vidrio, el agua de dilución, el medio de cultivo para coliformes totales y cajas de Petri, se empleó la esterilización por calor húmedo, ya que las temperaturas elevadas pueden causar diversos daños a la célula, que van desde la inactivación de algunas enzimas hasta la desnaturalización de proteínas y, por lo tanto, la muerte de microorganismos. El efecto dependerá de la temperatura y el tiempo de exposición. El calor en forma de vapor saturado a presión es el agente de esterilización más empleado, ya que cuando el ambiente es húmedo se favorece la penetración del calor a la célula y por consiguiente hay una coagulación de las proteínas. Para efectuar este proceso, se utiliza una autoclave, que consta básicamente de una cámara de doble pared, un termostato, un termómetro, un manómetro, válvulas para regular la presión de vapor, resistencias y llaves de entrada y salida de agua.

Para preparar el agua de dilución, se agrega 1 g de Peptona a un litro de agua destilada. Para cada dilución que se vaya a preparar se vierten 100 mL de agua de dilución a un matraz Erlenmeyer de 250 mL y se tapa con un tapón de gasa relleno de algodón para evitar que se contamine y se derrame. Esta agua de dilución se esteriliza junto con el material de vidrio a utilizar en la autoclave Equipar Thermolyne. El efecto esterilizante se logra a una temperatura de 121°C y una presión de 1.1 kg/cm<sup>2</sup> (15 lb/in<sup>2</sup>) aplicadas durante 15 minutos.

Para la esterilización de las pinzas, del embudo, del filtro, así como la superficie de la mesa y el cuarto de microbiología se empleó luz ultravioleta, ésta es absorbida por las proteínas celulares, altera el orden de las bases púricas y pirimídicas; como este tipo de radiaciones penetra lentamente deben aplicarse directamente y por periodos considerables. El operador debe tener mucho cuidado porque éstas radiaciones son perjudiciales, especialmente para los ojos.

### 3.2.2.1 Preparación de los medios de cultivo

Como ya se mencionó con anterioridad se realizaron análisis de:

- Coliformes totales
- Coliformes fecales
- *Salmonella y Shigella*
- *Escherichia coli*

Para ello, se emplearon los medios de cultivo comerciales, que se muestran en la Tabla 3.3.

**Tabla 3.3. Medios de cultivo empleados**

<b>Microorganismos</b>	<b>Medios de cultivo</b>
Coliformes totales	Endo Agar
Coliformes fecales	M-FC Agar
Salmonella y Shigella	Agar para Salmonella y Shigella

### 3.2.2.2 Preparación del medio Endo Agar para coliformes totales

Para preparar este medio se disuelven 4.15 g de Endo Agar (Becton Dickinson) para coliformes totales en 100 mL de agua destilada contenidos en un matraz Erlenmeyer, se tapa y se calienta en una parrilla, agitando para lograr una suspensión homogénea de color rojo, hasta ebullición durante un minuto evitando que la solución se sobrecaliente pues ésta puede derramarse. Este medio debe esterilizarse en la autoclave durante 15 minutos a 121°C. Después de enfriarse a 40-50°C, se vierten 10 mL en una caja de Petri. Al enfriarse a temperatura ambiente el medio forma un gel sólido, donde después se colocará la membrana.

### 3.2.2.3 Preparación del medio M-FC Agar para coliformes fecales

Para preparar este medio se disuelven 5.2 g de M-FC Agar (Becton Dickinson) para coliformes fecales en 100 mL de agua destilada contenidos en un matraz Erlenmeyer, se tapa y se calienta en una parrilla, agitando para lograr una suspensión homogénea de color azul, hasta ebullición durante un minuto evitando que la solución se sobrecaliente pues ésta puede derramarse. Después de enfriarse a 40-50°C, se vierten 10 mL en una caja de Petri. Al enfriarse a temperatura ambiente el medio forma un gel sólido, donde después se colocará la membrana.

### 3.2.2.4 Preparación del medio Agar para Salmonella y Shigella

Este es un medio selectivo de las bacterias *Salmonella* y *Shigella* (Becton Dickinson). La ventaja de este medio es que se pueden realizar 2 pruebas en una caja de Petri, ya que al detectar la presencia de *Salmonella* el medio adquiere una coloración amarilla y en el caso de la *Shigella* la coloración es rosa.

Para preparar el medio se disuelven 6 g de Agar para *Salmonella* y *Shigella* en 100 mL de agua destilada contenidos en un matraz Erlenmeyer se tapa y se calienta en una parrilla, agitando para lograr una suspensión homogénea de color azul, hasta ebullición durante un minuto evitando que la solución se sobrecaliente pues ésta puede derramarse. Después de enfriarse a 40-50°C, se vierten 10 mL en una caja de Petri. Al enfriarse a temperatura ambiente el medio forma un gel sólido, donde después se colocará la membrana, es importante hacer una marca sobre la tapa de la caja de Petri para diferenciar este medio del que se utiliza para coliformes totales, ya que la coloración es similar.

### 3.2.2.5 Técnica del filtro de membrana

La técnica de filtro de membrana (FM) es la que se empleó para la determinación de coliformes totales, coliformes fecales, *Salmonella* y *Shigella*, esta técnica es altamente reproducible, puede utilizarse para estudiar volúmenes relativamente grandes de muestra y proporciona resultados numéricos más rápidos que el método de los tubos múltiples.

El primer paso es seleccionar el volumen de muestra, éste depende de la filtrabilidad de la muestra y de las membranas utilizadas, la APHA (1992) recomienda no emplear menos de 100 mL. Se debe seleccionar un volumen tal o una dilución del mismo que no exceda 100 colonias por membrana de 50 mm de diámetro. Con este propósito se realizaron pruebas preliminares para determinar que diluciones de muestra eran las adecuadas. Las diluciones con las que se obtuvieron los mejores resultados y con las que se trabajó fueron:  $1 \times 10^{-5}$ ,  $1 \times 10^{-6}$  y  $1 \times 10^{-7}$ .

En un ambiente esterilizado, se coloca el filtro sobre un matraz Kitasato conectado al vacío, a continuación se coloca la membrana estéril con ayuda de las pinzas de punta redondeada. La cuadrícula de la membrana debe quedar visible; se coloca el embudo con cuidado y se sujeta con unas pinzas. A continuación, se agita vigorosamente la muestra, siempre empezando con el agua que tiene menos microorganismos y con el agua más diluida. Se vierten 100 mL en el embudo y se filtra con ayuda del vacío.

Terminada la filtración, se quita el embudo y, con ayuda de las pinzas (flameadas), se levanta la membrana y se sobrepone en la caja de Petri con el medio solidificado.

Hay que asegurarse de que no haya burbujas de aire atrapado entre la membrana y el medio. Para diferentes volúmenes de la misma muestra, puede reutilizarse el equipo de filtración sin desinfectarlo, siempre y cuando se filtren primero los volúmenes más diluidos. Para filtrar otra muestra, usar otro equipo de filtración o bien desinfectar el equipo, por ejemplo, por inmersión en agua hirviendo durante cuando menos un minuto. Primero filtrar todas las muestras de agua tratada en las que se esperan resultados negativos y después las muestras contaminadas.

En el caso de los coliformes totales y de *Salmonella* y *Shigella* se invierten las cajas de Petri y se colocan en la incubadora Felisa a 308 K (35°C) entre 18 y 24h.

Para los coliformes fecales, se introdujeron las cajas en bolsas de plástico impermeables y se sumergieron en baño María a 317 K (45°C) entre 18 y 24h.

Después del tiempo de incubación se cuentan el total de las colonias características de cada microorganismo en cada una de las membranas. Los resultados de los exámenes bacteriológicos se deben reportar en unidades de UFC/100 mL (unidades formadoras de colonias por 100 mL) (NOM-127-SSA.-1994).

### 3.2.2.6 Metodología para *Escherichia coli*

En el caso de la *Escherichia coli* la metodología que se siguió fue distinta, ya que para este microorganismo se trabajó con placas Petrifilm de 3M, las cuales vienen ya listas para recibir la muestra.

Para la cuantificación de la *E. coli* se utilizaron placas Petrifilm de 3M, las cuales son ampliamente utilizadas en la industria alimenticia y con las cuales es muy fácil contar las colonias de *E. coli*. *E. coli* produce glucuronidasa la cual reacciona con un indicador en la placa y se produce una precipitación azul, alrededor de la colonia. La mayoría de cepas *E. coli* producen gas, el cual es atrapado por la película superior. Se cuentan las colonias azules asociadas con burbujas de gas como colonias confirmadas *E. coli*.

Los coliformes diferentes a *E. coli* forman colonias de color rojo asociadas con burbujas de gas, se cuentan todas las colonias azules y rojas para obtener un conteo total de coliformes.

Las colonias no-coliformes son de color rojo pero no están asociadas con burbujas de gas.

Para estas placas simplemente se requiere levantar la película superior; con una pipeta perpendicular a la placa Petrifilm; se coloca 1 mL de la muestra o de las diluciones de ésta (en este caso fueron seleccionadas las diluciones  $1 \times 10^0$ ,  $1 \times 10^{-2}$  y  $1 \times 10^{-4}$ ) en el centro de la película inferior; bajar la película superior con cuidado evitando introducir burbujas de aire (no dejarla caer). Con la cara lisa hacia abajo, colocar el aplicador en la película superior sobre el inóculo, con cuidado ejercer una presión sobre el aplicador para repartir el inóculo sobre el área circular (no girar ni deslizar el aplicador). Levantar el aplicador. Esperar un minuto a que solidifique el gel.

Después de esto, se incuban las placas Petrifilm cara arriba en pilas de hasta 20 placas, a 308 K (35°C) entre 18 y 24 h. Realizar el recuento de coliformes y *E. coli*.

### **3.3 METODOLOGÍA EXPERIMENTAL DE LAS PRUEBAS PARA EL MÉTODO DE FENTON**

El método de Fenton se realizó a nivel laboratorio en los aparatos clásicos de pruebas de jarras. Los reactores fueron 6 vasos de 2 L de volumen útil, los cuales poseen agitadores mecánicos con paletas para asegurar la homogeneización de la mezcla reaccionante.

Las variables que influyen en la eficiencia del tratamiento incluyen tanto a aquellas relacionadas con el método Fenton (relación y dosis de reactivos), como a las características del agua a tratar (DQO, pH, color, turbiedad, etc.). Se consideraron como variables de estudio las relaciones y dosis de los reactivos de sulfato ferroso y peróxido de hidrógeno. De acuerdo a la literatura, el método de Fenton funciona mejor en un intervalo de pH comprendido entre 2 y 4 (Barbeni et al., 1987; Sedlak y Andren, 1991; Kuo, 1992; Potter y Roth, 1993; Lin y Peng, 1995; Lin y Chen, 1997; Lin y Lo, 1997; Lin et al., 1999), por tal razón el pH del agua se fijó a 3.5.

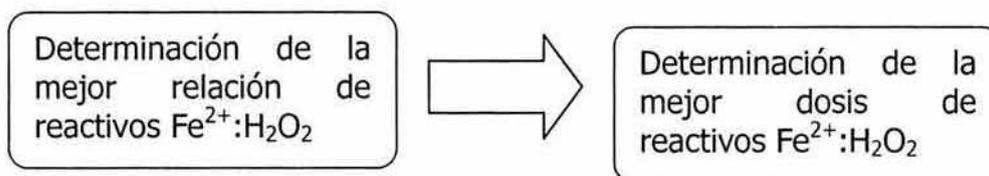
La técnica experimental fue la siguiente:

A un litro de agua residual cruda, previamente puesta a temperatura ambiente, se le ajusta el pH a 3.5 por adición de ácido sulfúrico 0.1 N o hidróxido de sodio 0.1 N. Este líquido es puesto bajo agitación a 100 r.p.m. Posteriormente se le adicionan de forma simultánea cantidades conocidas y crecientes de una solución al 25 % en peso de sulfato ferroso (previamente secado) y de una solución al 30 % de peróxido de hidrógeno, es muy importante señalar que las soluciones deben prepararse el mismo día en que se efectúa la prueba para obtener resultados óptimos. La mezcla es agitada

durante 3 minutos a 100 r.p.m. Pasado este tiempo se agita a 30 r.p.m. durante 30 minutos, se suspende la agitación y se deja sedimentar durante 30 minutos.

### 3.3.1 Metodología para la determinación de la mejor relación y dosis para los reactivos de Fenton.

La metodología experimental empleada para realizar las pruebas correspondientes en las determinaciones de la mejor relación de reactivos  $\text{Fe}^{2+} / \text{H}_2\text{O}_2$ , y la mejor dosis de reactivos  $\text{Fe}^{2+} / \text{H}_2\text{O}_2$ ; se dividieron en dos etapas; presentadas a continuación.



En la primera etapa de la metodología experimental, se realizó la caracterización del agua residual y las pruebas fisicoquímicas, así como su duplicado, para determinar la mejor relación en peso del hierro y del peróxido de hidrógeno ( $\text{Fe}^{2+}:\text{H}_2\text{O}_2$ ), probando distintas concentraciones de peróxido de hidrógeno ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) y manteniendo fija la concentración de hierro ( $\text{Fe}^{2+}$ ), después se seleccionó la relación con la que se obtuvieron los mejores resultados en la depuración y desinfección del agua residual.

En la segunda etapa, ya seleccionada la mejor relación de reactivos  $\text{Fe}^{2+} / \text{H}_2\text{O}_2$ , se procedió a determinar la dosis óptima o ideal, probando distintas concentraciones de reactivos, pero manteniendo constante la relación entre ellos. Las determinaciones fisicoquímicas también se realizaron por duplicado. Basándose en los resultados obtenidos se seleccionó la dosis ideal de reactivos  $\text{Fe}^{2+} / \text{H}_2\text{O}_2$ .

### 3.4 METODOLOGÍA PARA LA ADSORCIÓN Y ADSORCIÓN-BIODEGRADACIÓN EN COLUMNAS DE CARBÓN ACTIVADO.

#### 3.4.1 Preparación del carbón activado

Para las pruebas de adsorción con carbón activado se utilizó el carbón activado F400; sus características se encuentran en la Tabla 3.4.

**Tabla 3.4. Características de tipo de carbón activado utilizado**

<b>TIPO DE CARBÓN ACTIVADO</b>	<b>FILTRASORB 400</b>
Origen	Mineral
Materia prima	Carbón Bituminoso
Propiedades	Empleado en Pre-tratamientos biológicos
Aplicación	Remoción de contaminantes orgánicos de aguas de desechos municipales e industriales.
Fabricante	CALGON
País	USA
Activación	Física
Densidad aparente (g/mL)	0.5
Dureza	75
Superficie específica (m <sup>2</sup> /g)	1100
Índice de yodo (mg/g)	1050

El carbón activado fue lavado varias veces con agua destilada y secado en una estufa a 110°C durante 48 h. El carbón seco se utilizó para la adsorción en columnas y para la realización de las isotermas de adsorción. Se inoculó una pequeña cantidad de carbón activado para una de las columnas; esto se realizó colocando el carbón activado en una

pequeña malla. Dicha malla se sumergió dentro de un matraz el cual contenía lodos con microorganismos (previamente lavados), cerrado el matraz se agitó durante 2h, finalmente el carbón se colocó en una de las columnas.

### **3.4.2 Columnas de adsorción en carbón activado**

En estos ensayos se utilizaron dos columnas de vidrio que tienen una altura de 27 cm y un diámetro de 3 cm, las cuales alojan un lecho de carbón activado de 12 cm y 50g de carbón. A través de estas columnas se hizo pasar el efluente del método de Fenton.

Para las pruebas en las columnas de carbón activado se utilizó agua residual de la Planta de Tratamiento de C.U. la cual fue pretratada con el método de Fenton. Después de la prueba de jarras (método de Fenton) se ajustó el pH a 7.0, utilizando solución de NaOH, enseguida se filtró y finalmente se alimentó a las columnas de carbón. La alimentación fue por igual a un flujo de 2.6 mL/min; con un tiempo de residencia de 30 min, ya que los porcentajes de eliminación dependen fundamentalmente del tiempo de contacto entre el agua residual y el carbón activado. A diferentes tiempos se colectaron muestras de 50 mL del agua tratada en cada columna y se determinaron los parámetros fisicoquímicos: DQO, color y turbiedad.

### **3.4.3 Isotermas de adsorción**

La técnica experimental para las isothermas de adsorción es la siguiente: En matraces Erlenmeyer se adicionaron 250 mL de agua previamente tratada por el método de Fenton. En cada Erlenmeyer se adicionaron posteriormente diferentes masas de carbón activado para proporcionar dosis de carbón comprendidas entre 10 y 100 mg/L. Estas mezclas se agitaron por medio de un agitador orbital durante 72h, manteniéndolas a una temperatura de 25°C. Durante el experimento se tomaron muestras, las cuales fueron analizadas después de haber sido filtradas en papel filtro de 3mm de abertura.

## CAPITULO 4. RESULTADOS, ANÁLISIS Y DISCUSIÓN

En este capítulo se presentan los resultados de la caracterización del agua residual cruda a tratar y los resultados correspondientes a las dos etapas experimentales de depuración de dicha agua utilizando un pretratamiento con el método de Fenton y una depuración adicional utilizando una adsorción sobre carbón activado, en presencia o no de microorganismos fijos sobre el carbón activado.

### 4.1 CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL CRUDA

La composición de contaminantes del agua residual de la mezcla suele tener una concentración entre fuerte y media (de acuerdo con el criterio planteado por Metcalf y Eddy, 1996). En la Tabla 4.1. se presentan los resultados promedio de los análisis efectuados a la mezcla 1:1 de las aguas del Gran Canal y del Río Churubusco. En la Tabla 4.2 se presentan los resultados correspondientes para el agua de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Ciudad Universitaria (PTARCU). En ambas tablas se incluyen también las desviaciones estándar.

**Tabla 4.1. Características del agua cruda proveniente de la mezcla Gran Canal y Río Churubusco (Promedio)**

PARÁMETRO	AGUA RESIDUAL MEZCLA (1:1) GRAN CANAL: RÍO CHURUBUSCO	DESVIACIÓN ESTÁNDAR ( $\sigma$ )
pH	7.78	0.180
DQO (mg O <sub>2</sub> /L)	697	33.44
Turbiedad (UTN)	188	37.46
Color (Pt-Co)	414	29.55
SST (mg/L)	614	12.63
NTK (mg/L)	55	3.030

Las desviaciones estándar de los parámetros pH, DQO, turbiedad, color, SST y NTK mostradas en la Tabla 4.1. fueron evaluadas de un total de 6 muestras con un duplicado analizadas del 4 de agosto de 2001 al 3 de septiembre de 2001. Se presentan los valores promedio debido a que, las muestras del agua del Gran Canal y del Río Churubusco; fueron colectadas en tres muestreos en distintas fechas; y por lo tanto la composición del agua tuvo variaciones notables como se puede apreciar con los valores de desviación estándar. Las tablas 4.1. y 4.2. tienen por objetivo mostrar el orden de magnitud de los valores de los parámetros de calidad del agua cruda, es por ello que los valores de desviación estándar son relativamente grandes comparados con el valor promedio.

De la Tabla 4.2 la desviación estándar de los parámetros de pH, DQO, turbiedad y color fue evaluada de un total de 71 muestras realizando su análisis del 8 de octubre de 2001 al 14 de diciembre de 2001, en el caso de los SST 10 fue el total de muestras, y del NTK 6 fueron las muestras, realizando su análisis en el periodo de tiempo mencionado en ambos casos. Las 71 muestras analizadas fueron obtenidas de 9 muestreos a la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de C.U. (PTARCU) en distintas fechas, y por lo tanto la composición del agua residual proveniente de la PTARCU al igual que la mezcla tuvo variaciones notables como se puede apreciar con los valores de desviación estándar.

**Tabla 4.2. Características del agua cruda proveniente de la PTARCU (Promedio)**

PARÁMETRO	AGUA RESIDUAL DE LA PTARCU	DESVIACIÓN ESTÁNDAR ( $\sigma$ )
pH	8.34	0.313
DQO (mg O <sub>2</sub> /L)	411	25.14
Turbiedad (UTN)	101	8.79
Color (Pt-Co)	220	20.24
SST (mg/L)	457	13.58
NTK(mgN <sub>2</sub> /L)	46	0.965

Se observa a partir de los resultados presentados en las Tablas 4.1. y 4.2., que el valor de DQO en el caso de la mezcla 1:1 del Gran Canal y Río Churubusco es de 697mg O<sub>2</sub>/L 286 mgO<sub>2</sub>/L el cual es más elevado que en el caso de la PTARCU que es de 411mg O<sub>2</sub>/L, lo mismo ocurre en el caso de la turbiedad la mezcla tiene 87 UTN más que el agua proveniente de PTARCU (188 UTN y 101 UTN respectivamente), el agua de la PTARCU aproximadamente tiene la mitad de color (220 Pt-Co) que el agua de la mezcla (414 Pt-Co), los sólidos (614 mg/L y 457 mg/L respectivamente) 157mg/L más en la mezcla que el agua de la PTARCU, y el nitrógeno total Kjeldahl (55 mgN<sub>2</sub>/L y 46 mgN<sub>2</sub>/L respectivamente) siendo mínima la diferencia (9 mgN<sub>2</sub>/L); comparando estos resultados se puede notar diferencias en los valores de cada uno de los parámetros. Estas importantes diferencias de concentración de contaminantes es lo que hace interesante la realización de experimentos con estos dos tipos de aguas para evaluar la eficiencia del método de Fenton.

## 4.2 PRETRATAMIENTO CON EL MÉTODO DE FENTON

Para establecer las mejores condiciones experimentales para el tratamiento del agua residual del GC y RCh así como para la de la PTARCU con el método de Fenton, se tomaron como referencia experimentos realizados anteriormente en la Facultad de Química (Aranda, 2001), y basados en estos se realizaron los siguientes experimentos:

- Determinación de la mejor relación  $\text{Fe}^{2+}:\text{H}_2\text{O}_2$
- Determinación de la mejor dosis

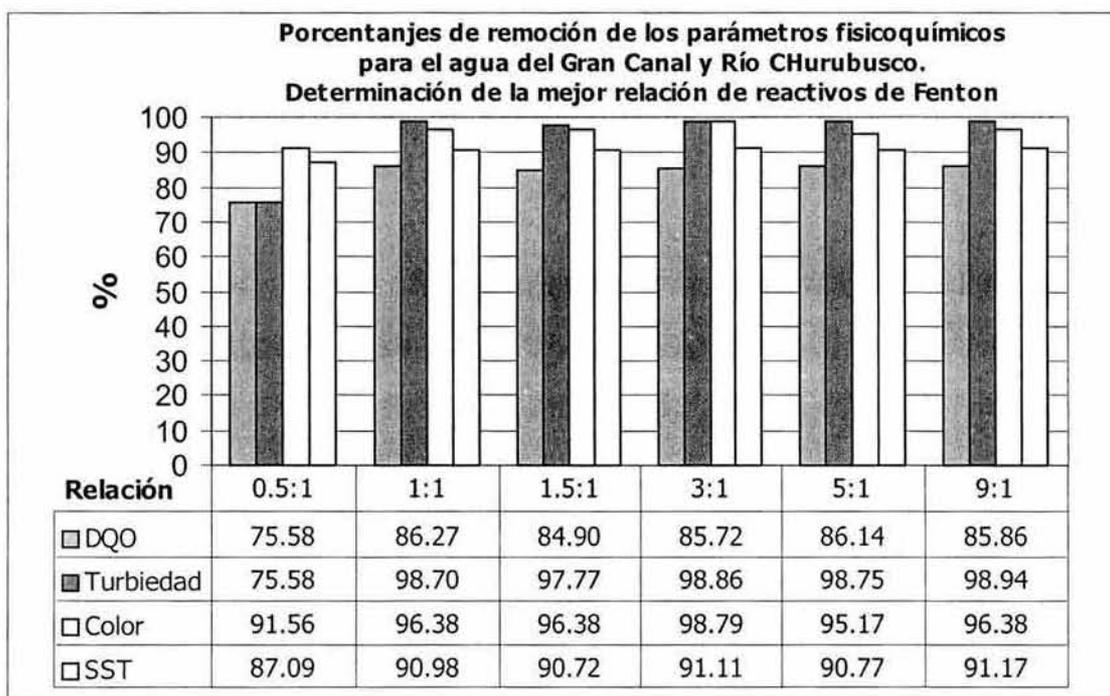
### 4.2.1 Determinación de la mejor relación de reactivos de Fenton

La primera etapa de la investigación consistió en determinar la relación óptima o ideal de los reactivos del método de Fenton para el caso del agua residual proveniente del GC y RCh y del agua residual de la PTARCU.

En la Tabla 4.3. se presentan los resultados promedio de los parámetros fisicoquímicos de las corridas experimentales. Estas tuvieron como objetivo determinar la mejor relación másica de reactivos de Fenton, esta tabla se complementa con la Figura 4.1. en la que se presentan los porcentajes de remoción de estos parámetros, para el caso del agua tratada del GC y RCh. La temperatura a la que se trabajó fue de 21°C.

**Tabla 4.3. Características del agua tratada del Gran Canal y del Río Churubusco para determinar la mejor relación de reactivos de Fenton (Promedio)**

Prueba	pH	Relación	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> (mg/L)	Fe <sup>2+</sup> (mg/L)	DQO (mg O <sub>2</sub> /L)	Turbiedad (UTN)	Color (Pt-Co)	SST (mg/L)
1	3.54	0.5:1	15	30	170.39	4.15	35	79.3
2	3.51	1:1	30	30	95.79	2.45	15	55.4
3	3.54	1.5:1	45	30	105.35	4.20	15	57
4	3.56	3:1	90	30	99.61	2.15	5	54.6
5	3.52	5:1	150	30	96.74	2.35	20	56.7
6	3.54	9:1	270	30	98.66	2.00	15	54.2

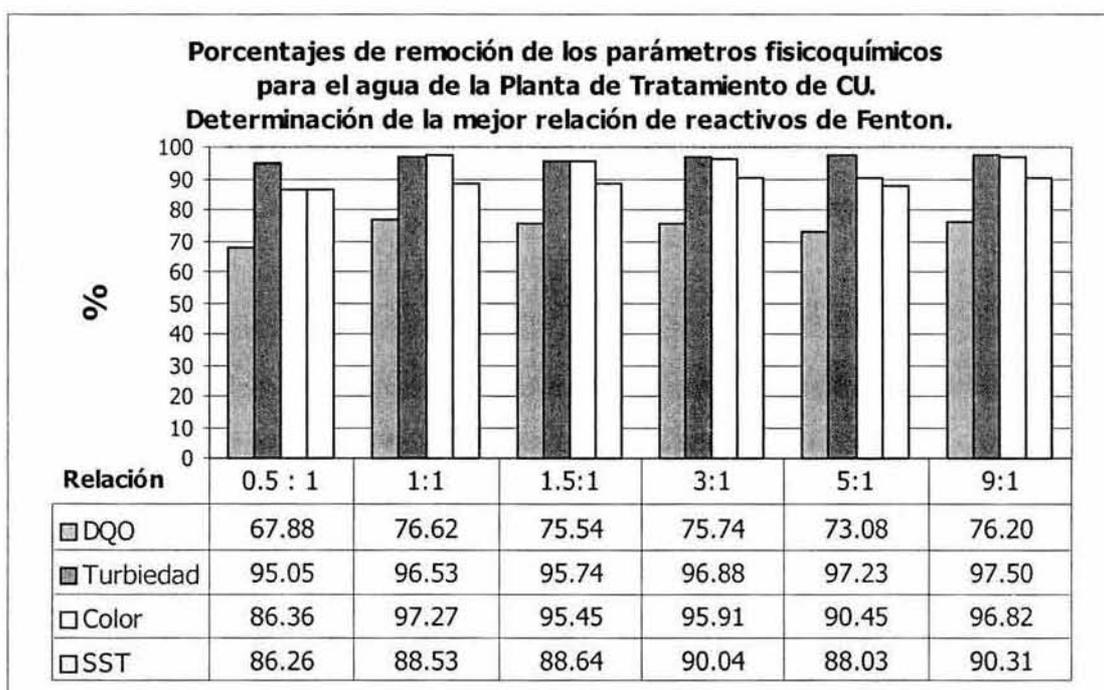


**Figura 4.1. Porcentajes de remoción de los parámetros fisicoquímicos en la determinación de la relación óptima de reactivos de Fenton para el agua del GC y RCh**

En la Figura 4.1. se puede observar que en todos los experimentos realizados con el agua residual del RCh y GC; los parámetros fisicoquímicos medidos disminuyeron notablemente, obteniendo porcentajes de remoción superiores al 90 % como en el caso de la turbiedad que con una relación de reactivos 9:1 se obtuvo un porcentaje de remoción de 98.9%. En el caso del color, con una relación 3:1 se obtuvo un porcentaje de remoción de 98.8%; se puede notar que en el primer experimento, con una relación de 0.5:1, se obtienen los porcentajes de remoción más bajos, para la DQO se obtuvo un porcentaje de remoción del 75.6%, 97.7% de remoción en el caso de la turbiedad, 91.5% de remoción para el color y finalmente 87% de remoción para los sólidos. En el caso de la turbiedad ésta disminuyó por debajo de las 5 UTN, con porcentajes de remoción de hasta el 98.94%; el color se mantuvo en un intervalo entre 5 y 35 Pt-Co, esto es una reducción de entre el 91.56% hasta el 98.79%; mientras que los sólidos disminuyeron de 614 mg/L a menos de 79 mg/L, que en porcentajes de remoción van del 87.09% hasta el 91.17%. Con respecto al parámetro clave, la DQO, se obtuvieron muy buenos resultados, el valor residual estuvo por debajo de los 170 mg O<sub>2</sub>/L que comparados con los 697mg O<sub>2</sub>/L del agua residual cruda, se tienen porcentajes de remoción de hasta 86%.

**Tabla 4.4. Características del agua tratada de PTARCU para determinar la mejor relación de reactivos de Fenton (Promedio)**

Prueba	pH	Relación	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> (mg/L)	Fe <sup>2+</sup> (mg/L)	DQO (mg O <sub>2</sub> /L)	Turbiedad (UTN)	Color (Pt-Co)	SST (mg/L)
1	3.54	0.5:1	15	30	132	5	30	62.8
2	3.51	1:1	30	30	96.1	3.5	6	52.4
3	3.54	1.5:1	45	30	100.54	4.3	10	51.9
4	3.56	3:1	90	30	99.7	3.1	9	45.5
5	3.52	5:1	150	30	110.64	2.8	21	54.7
6	3.54	9:1	270	30	97.83	2.5	7	44.3



**Figura 4.2. Porcentajes de remoción de los parámetros fisicoquímicos en la determinación de la relación óptima de reactivos de Fenton para el agua de PTARCU**

Los resultados para el caso del agua residual de la PTARCU se pueden observar en la Figura 4.2., que al igual que con el agua residual del RCh y GC; los parámetros fisicoquímicos medidos disminuyeron notablemente, obteniendo porcentajes de remoción altos y en este caso en el primer experimento, con una relación de 0.5:1, se obtiene el porcentaje de remoción más bajo (67.88%) del parámetro clave, la DQO y el más alto (76.62%) en el segundo experimento, con una relación de 1:1. En el caso de la turbiedad ésta también disminuyó por debajo de las 5 UTN, con porcentajes de remoción de hasta el 97.5%; el color con el segundo experimento se alcanzó el porcentaje de remoción más alto 97.27 y los sólidos disminuyeron de 457 mg/L a menos de 62.8mg/L, que en porcentajes de remoción van del 86.26% hasta el 90.31%.

Con base en estos resultados se puede observar que tanto para el agua del RCh y GC como para el agua de la PTARCU, con una relación de 1:1 de reactivos de Fenton; se obtienen buenos resultados de remoción de los parámetros fisicoquímicos analizados. Se seleccionó esta relación como la mejor, pues a pesar de que en otros experimentos se obtuvieron mejores porcentajes de remoción en los diferentes parámetros fisicoquímicos medidos, estos no variaron en más de 2.43%. En cuanto al parámetro clave que fue la DQO, se obtuvo en los dos casos un porcentaje de remoción bastante aceptable (86.27 y 76.62% respectivamente). A demás de que, el utilizar la relación 1:1 implica un menor gasto de reactivos.

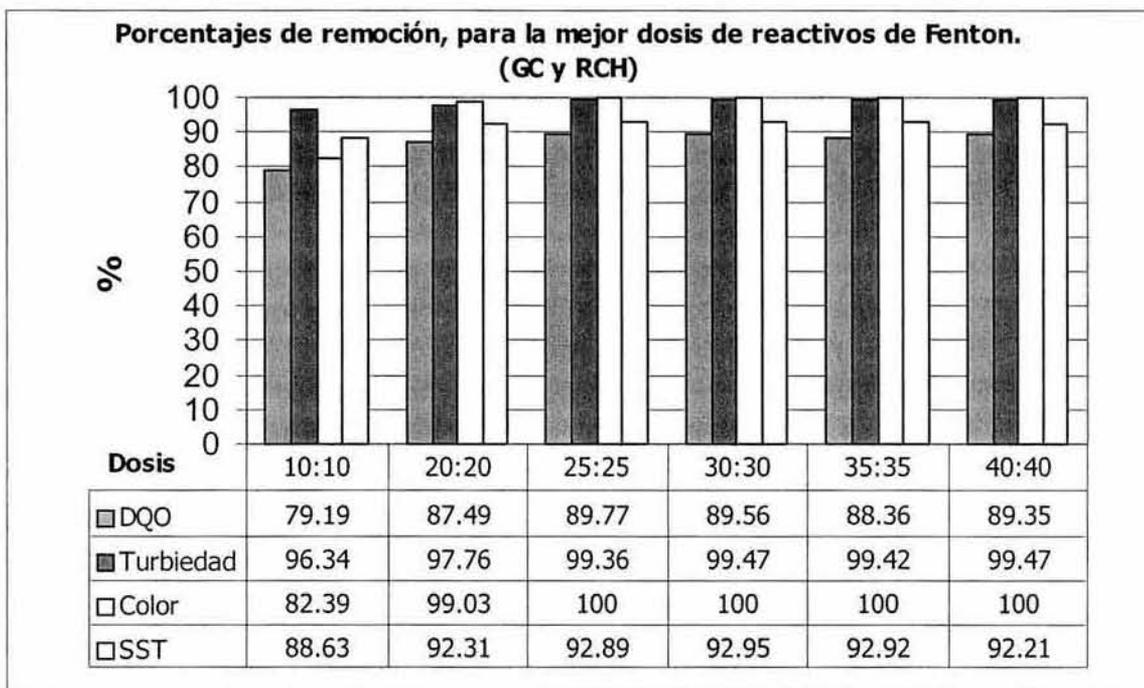
#### **4.2.2 Determinación de la mejor dosis de reactivos de Fenton**

Una vez seleccionada la mejor relación másica (1:1) entre las concentraciones del sulfato ferroso y el peróxido de hidrógeno, ésta se mantuvo fija durante toda la experimentación siguiente. Enseguida se determinó las mejores dosis de reactivos de Fenton. Se probaron dosis de  $\text{Fe}^{2+}$  y de  $\text{H}_2\text{O}_2$  en un intervalo de 10 a 40 mg/L en el agua residual del GC y RCh y de 12 a 35 mg/L para el agua residual de la PTARCU.

En las Tablas 4.5. y 4.6. se presentan los resultados promedio de los parámetros fisicoquímicos de las corridas experimentales para el agua del GC y RCh, así como para el agua de la PTARCU que tuvieron como objetivo determinar la mejor dosis de reactivos, estas tablas se complementan con las Figuras 4.3. y 4.4. en las que se presentan los porcentajes de remoción de estos parámetros. La temperatura a la que se trabajó fue de 24°C.

**Tabla 4.5. Características del agua tratada del GC y RCh para determinar la mejor dosis de reactivos de Fenton (Promedio)**

Prueba	pH	Relación	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> (mg/l)	Fe <sup>2+</sup> (mg/l)	DQO (mg O <sub>2</sub> /l)	Turbiedad (UTN)	Color (Pt-Co)	SST (mg/L)
1	3.55	1:1	10	10	145.2	7	73	69.8
2	3.57	1:1	20	20	87.3	4	4	47.2
3	3.54	1:1	25	25	71.4	1.2	0	43.7
4	3.56	1:1	30	30	72.9	1	0	43.3
5	3.55	1:1	35	35	81.3	1.1	0	43.5
6	3.55	1:1	40	40	74.3	1	0	47.8



**Figura 4.3. Porcentajes de remoción de los parámetros fisicoquímicos en la determinación de la dosis óptima de reactivos de Fenton para el agua del GC y RCh**

En el caso del agua residual del GC y RCh se observan excelentes resultados con dosis mayores a 25 mg/L de reactivos de Fenton. Con dosis bajas de reactivos (10 y 20 mg/L) los resultados no son tan buenos como en los otros experimentos, y demuestran ser insuficientes para un litro de agua residual; mientras que con dosis mayores hay que destacar que en parámetros como la turbiedad y el color se obtuvieron porcentajes de remoción de 99 y 100% y que la DQO se mantuvo con porcentajes de remoción mayores del 87%.

En la Figura 4.3. se observa que las últimas 4 dosis de reactivos probadas tienen excelentes resultados y las diferencias entre ellas son mínimas, por lo que seleccionó aquella que emplea la dosis de reactivos más baja, es decir 25 mg/L tanto de  $\text{Fe}^{2+}$  y

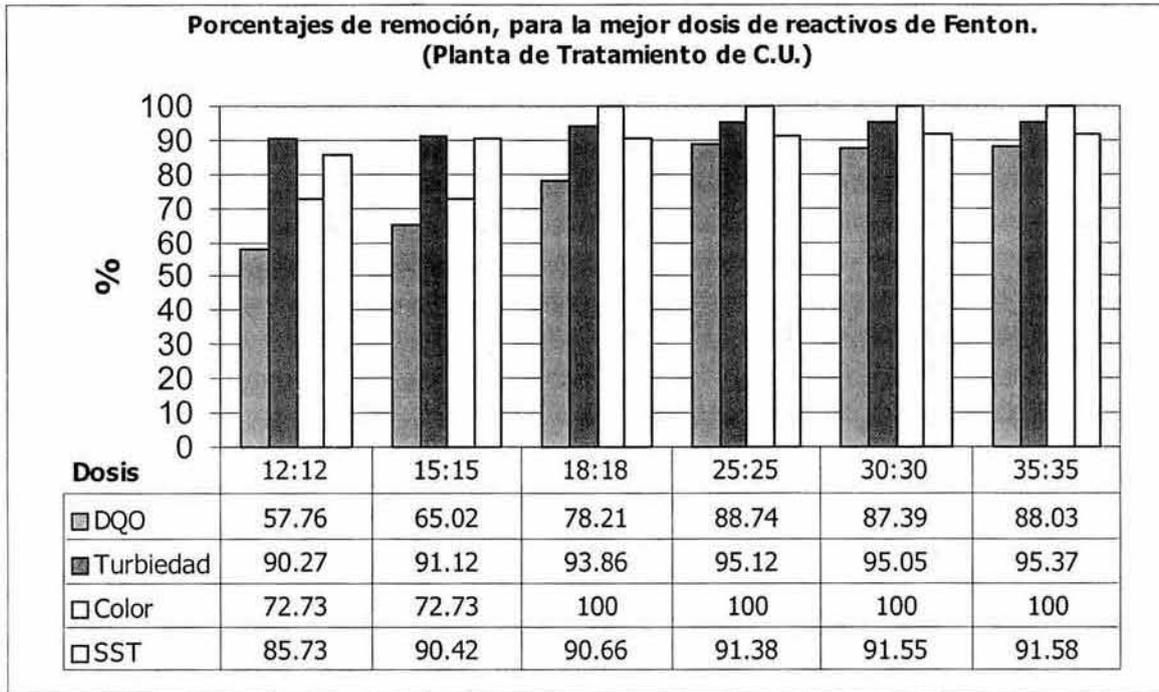
H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. Con esta dosis se obtuvieron excelentes resultados en la depuración del agua residual del GC y RCh. A continuación se presentan los resultados obtenidos en los experimentos realizados con agua residual de la PTARCU.

**Tabla 4.6. Características del agua tratada de la PTARCU, para determinar la mejor dosis de reactivos de Fenton (Promedio)**

Prueba	pH	Relación	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> (mg/l)	Fe <sup>2+</sup> (mg/l)	DQO (mg O <sub>2</sub> /l)	Turbiedad (UTN)	Color (Pt-Co)	SST (mg/L)
1	3.55	1:1	12	12	173.61	8	60	65.2
2	3.57	1:1	15	15	143.76	5	60	43.8
3	3.54	1:1	18	18	89.57	3	0	38.5
4	3.56	1:1	25	25	46.29	6	0	39.4
5	3.55	1:1	30	30	51.83	4	0	38.6
6	3.55	1:1	35	35	49.21	6	0	42.7

Se puede observar de la Figura 4.4. que los resultados son muy similares a los del agua residual del GC y RCh, ya que con las últimas 4 dosis de reactivos son con las que se obtienen los mejores resultados, y permiten obtener el 100% de remoción de color, mientras que con las dos primeras (12 y 15 mg/L), los porcentajes de remoción son hasta un 30% más bajos.

De los porcentajes de remoción para la DQO reportados en la Figura 4.4. la diferencia de los valores cuando se aplica una dosis de 35mg/L y una de 25mg/L es mínima, e incluso al aplicar una de 25mg/L, la disminución de la DQO es de un 0.71% mayor; y los parámetros como el color y la turbiedad obtuvieron excelentes resultados con esta misma dosis. Por lo anterior, se considera que la mejor dosis considerando tanto los aspectos técnicos como los económicos es la de 25mg/L y con esta se trabajó en la segunda etapa experimental (Adsorción con carbón activado).



**Figura 4.4. Porcentajes de remoción de los parámetros fisicoquímicos en la determinación de la dosis óptima de reactivos de Fenton para el agua de la PTARCU**

Otros factores importantes a considerar son la remoción del Nitrógeno Total Kjeldahl, así como el efecto desinfectante del reactivo de Fenton. Los resultados obtenidos de estos estudios y para lo cual fue utilizada el agua pretratada bajo las mismas condiciones establecidas para la reacción de Fenton se presentan en los apartados siguientes.

### 4.2.3 Remoción de Nitrógeno Total Kjeldahl

En las Tablas 4.7. y 4.8. se presentan los resultados de las pruebas de Nitrógeno Total Kjeldahl efectuadas en diferentes corridas, (incluyendo un blanco y el agua residual cruda); en el agua residual del GC y RCh se observa una disminución de 82.8% y para el agua residual de la PTARCU la disminución es de 83.6%.

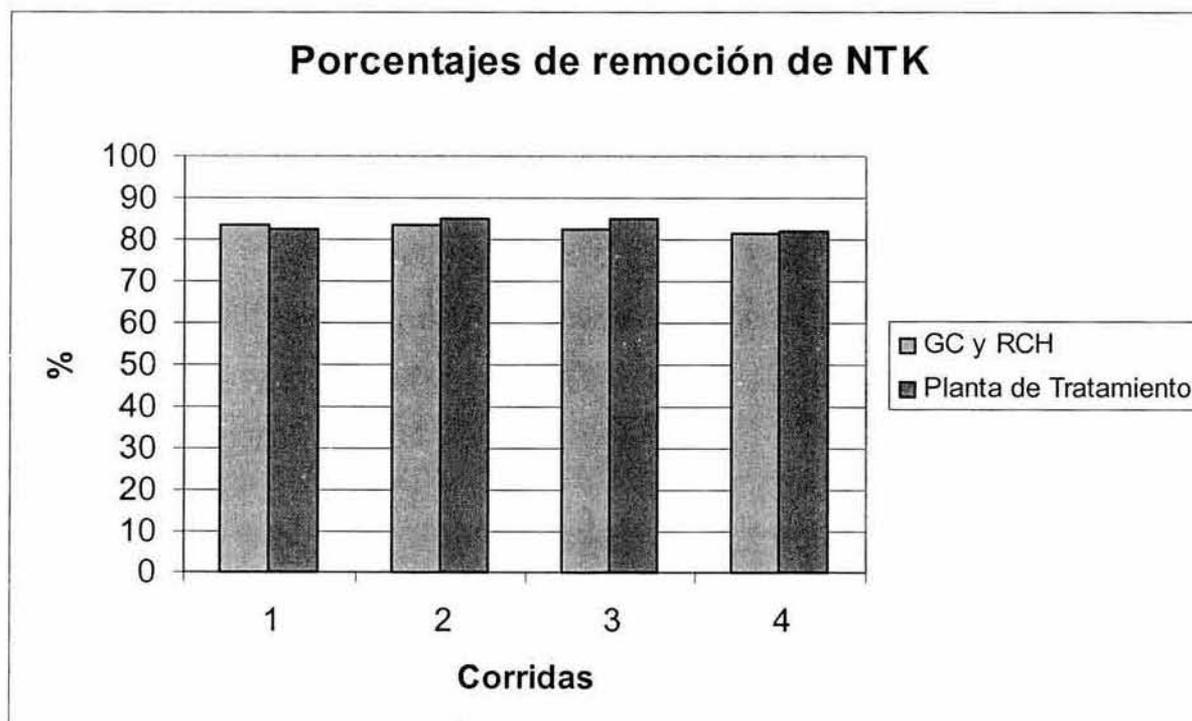
**Tabla 4.7. Porcentajes de remoción del Nitrógeno Total Kjeldahl en distintas corridas, para el agua residual del GC y RCh**

CORRIDA	NITRÓGENO TOTAL KJELDAHL AGUA RESIDUAL	NITRÓGENO TOTAL KJELDAHL AGUA TRATADA	PORCENTAJE DE REMOCIÓN %
1	54.3	9	83.4
2	55.6	9.2	83.5
3	53.8	9.4	82.5
4	56.2	10.3	81.7
Promedio	55.0	9.48	82.8

En la Figura 4.5. se presenta una gráfica con los porcentajes de remoción de cada corrida, para cada uno de los casos; en ellas se puede observar que se obtuvo un intervalo de 81.7 a 88.5 % de remoción de Nitrógeno Total Kjeldahl, para el agua del GC y RCh siendo la media de 82.8 %; y para el agua de la PTARCU se obtuvo un intervalo de 81.9 a 85.2% de remoción de Nitrógeno Total Kjeldahl con una media de 83.6%.

**Tabla 4.8. Porcentajes de remoción del Nitrógeno Total Kjeldahl en distintas corridas, para el agua de la PTARCU**

CORRIDA	NITRÓGENO TOTAL KJELDAHL AGUA RESIDUAL	NITRÓGENO TOTAL KJELDAHL AGUA TRATADA	PORCENTAJE DE REMOCIÓN %
1	48.5	8.6	82.3
2	54.8	8.1	85.2
3	55.3	8.3	85.0
4	49.6	9	81.9
Promedio	52.05	8.50	83.6



**Figura 4.5. Porcentajes de remoción de Nitrógeno Total Kjeldahl en diferentes corridas experimentales**

#### 4.2.4 Eliminación de microorganismos con el método de Fenton

Se probó el funcionamiento del reactivo de Fenton como desinfectante del agua, se obtuvieron resultados muy favorables en la remoción de coliformes totales, coliformes fecales, Salmonella, Shigella, y Escherichia coli.

En las Tablas 4.9. y 4.10. se presentan los resultados promedio de las pruebas microbiológicas en diferentes corridas experimentales. En éstas se caracterizaron las aguas residuales y las aguas tratadas con la mejor relación y dosis de reactivos de Fenton; para los dos casos (GC y RCh, PTARCU) respectivamente. Estas pruebas se realizaron el mismo día en que se trató el agua.

**Tabla 4.9. Resultados promedio de las pruebas para detectar presencia de microorganismos patógenos, en el agua del GC y RCh**

MICROORGANISMOS	AGUA RESIDUAL GC Y RCh (UFC/100 mL)	AGUA TRATADA FENTON (UFC/100 mL)	PORCENTAJES DE REMOCIÓN (%)
Coliformes totales	$1.7 \cdot 10^8$	0	100
Coliformes fecales	$5.3 \cdot 10^7$	0	100
Salmonella	$8.86 \cdot 10^6$	0	100
Shigella	$6.54 \cdot 10^7$	0	100
Escherichia coli	$3 \cdot 10^5$	0	100

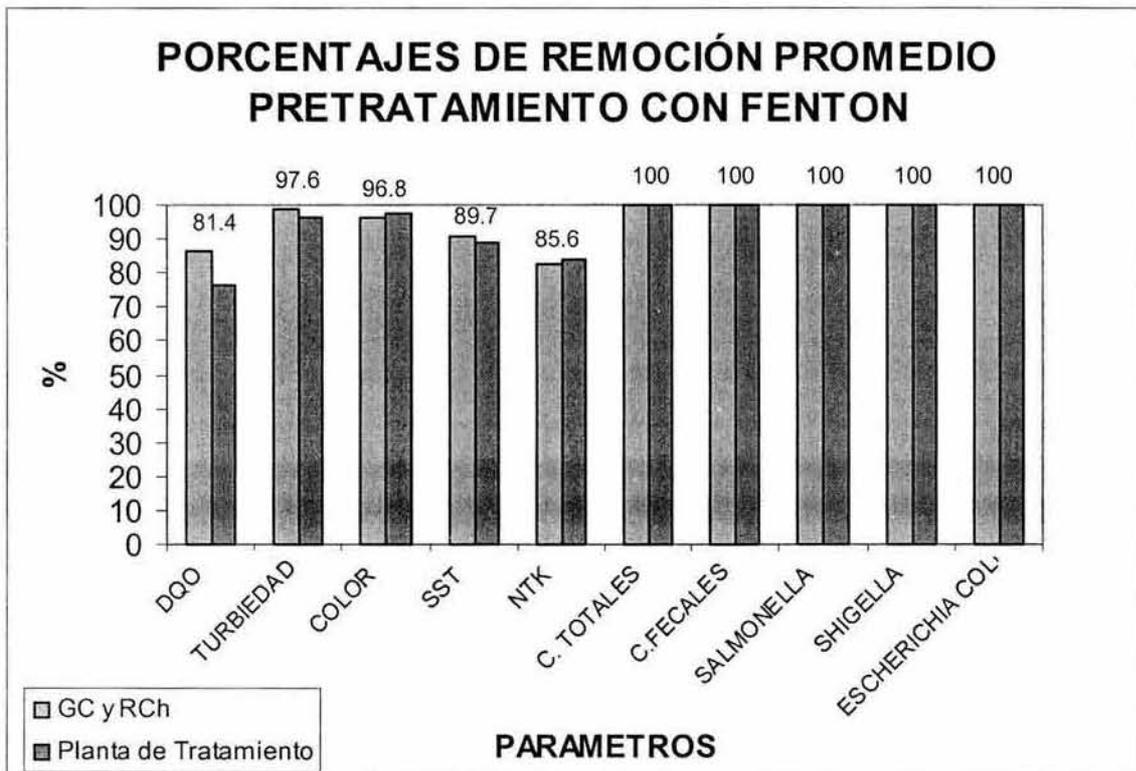
**Tabla 4.10. Resultados promedio de las pruebas para detectar presencia de microorganismos patógenos, en el agua de la PTARCU**

MICROORGANISMOS	AGUA RESIDUAL PLANTA DE CU (UFC/100 mL)	AGUA TRATADA FENTON (UFC/100 mL)	PORCENTAJES DE REMOCIÓN (%)
Coliformes totales	$1.6 \cdot 10^8$	0	100
Coliformes fecales	$6.73 \cdot 10^6$	0	100
Salmonella	$7.15 \cdot 10^7$	0	100
Shigella	$4.69 \cdot 10^7$	0	100
Escherichia coli	$1.97 \cdot 10^5$	0	100

Los resultados obtenidos indican que el reactivo de Fenton es un desinfectante eficaz, ya que elimina los microorganismos al ser éstos oxidados por los radicales hidroxilo. Estudios anteriores reportaron pruebas microbiológicas en agua residual cruda a un pH de 3.5, con el fin de probar si el pH ácido influía en la eliminación de éstos microorganismos, los resultados demostraron que este pH no tiene relación con la eliminación de los microorganismos y que entonces la desinfección detectada cuando se aplicaba el método de Fenton podía ser atribuida al efecto del radical hidroxilo (Aranda, 2001).

A título de resumen, en la Figura 4.6. se presentan los resultados promedio de remoción, en los cuales se observa que con las dosis de reactivos seleccionadas se pueden obtener porcentajes muy altos en cuanto a la remoción de parámetros fisicoquímicos. Estos resultados son alentadores y muy satisfactorios y confirman la hipótesis de que el reactivo de Fenton puede ser empleado eficazmente en la depuración y desinfección de las aguas residuales de la Ciudad de México.

Con base en los resultados obtenidos en el pretratamiento, se evaluó la reacción de Fenton como método de depuración y de desinfección de las aguas residuales de la Ciudad de México.



**Figura 4.6. Porcentajes de remoción promedio en el pretratamiento, de todos los parámetros medidos en el agua tratada con método de Fenton.**

### 4.3 ISOTERMAS DE ADSORCIÓN

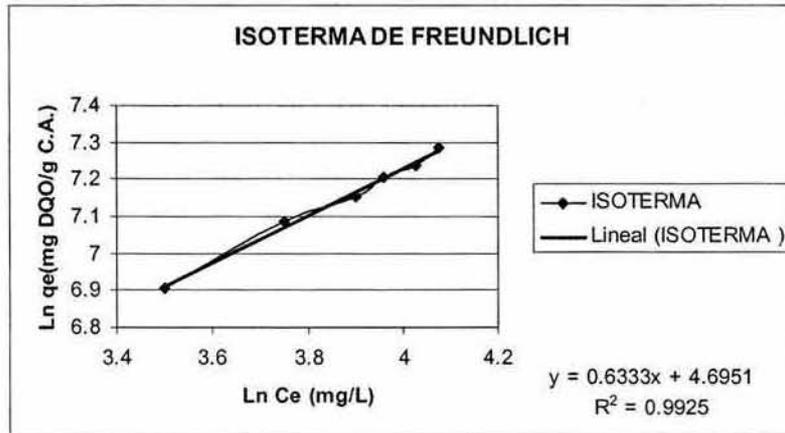
Para la representación de las isotermas de adsorción se seleccionaron los modelos de Freundlich y de Langmuir. Estos modelos fueron desarrollados por sus autores para representar la adsorción de un soluto sobre un material adsorbente. Sin embargo, en el

tratamiento de aguas, varios autores han comprobado que es posible representar el conjunto de contaminantes de agua y de aguas residuales como un solo contaminante ficticio representado por los parámetros globales como la DQO o el COT (Clark, 1987, Gicquel, 1997; Gicquel et al, 2000). En este trabajo para evaluar la eficiencia del proceso de adsorción se utilizó como variable la demanda química de oxígeno (DQO). El agua utilizada en las pruebas de adsorción fue la producida en el tratamiento con el método de Fenton.

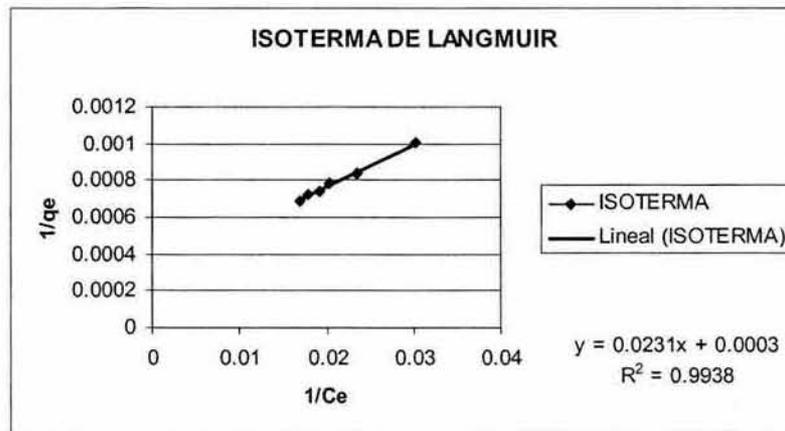
Los valores para cada isoterma según los modelos de Freundlich y Langmuir son presentados en la Tabla 4.11., para dosis de 0.025-0.25 g/L. En las Figuras 4.7. y 4.8. se representan las isoterma según los modelos de Freundlich y Langmuir.

**Tabla 4.11. Constantes de Freundlich y de Langmuir para las isothermas de adsorción sobre el carbón F-400 (Dosis de carbón activado de 0.025-0.25g/L para la remoción de la DQO)**

CARBÓN	MODELO DE FREUNDLICH			MODELO DE LANGMUIR		
	$K_F$	$n_F$	$r^2$	$q_m$ (mg/g)	$b$	$r^2$
F-400	109.40	1.57	0.9925	3333.33	0.0129	0.9938



**Figura 4.7. Isoterma de Freundlich para la eliminación de la DQO**



**Figura 4.8. Isoterma de Langmuir para eliminación de la DQO**

Con los resultados obtenidos se puede constatar que el carbón F-400 es un adsorbente que presenta un valor de  $K_F$  elevado, lo cual indica que tiene una afinidad significativa por la materia contaminante medida como la DQO del agua utilizada. Por otro lado presenta también un valor relativamente alto para la constante  $n_F$ ; si se considerará válida la tendencia de relacionar a esta constante con la fracción de sitios de adsorción ocupados, entonces un valor pequeño del recíproco significa que se puede lograr una importante eliminación de contaminantes del agua mediante el proceso de adsorción con el carbón F-400.

A partir de los valores de las constantes de Langmuir, se puede concluir que el carbón activado F-400 presenta una capacidad de adsorción de DQO elevada por la  $q_m=3333.33$  mgDQO/g obtenida, además de acuerdo a los coeficientes de regresión ( $r^2$ ) se observa que la representación de los resultados experimentales de adsorción es satisfactoria con ambos modelos. Se obtuvieron valores de coeficiente de correlación mayores a 0.9 para el carbón F-400 en ambos modelos.

#### 4.4 ADSORCIÓN EN CARBÓN ACTIVADO

En el siguiente apartado se presentan los resultados obtenidos, en el estudio experimental para evaluar el proceso de adsorción y adsorción-biodegradación, en carbón activado (F-400), con el efluente del método de Fenton. Las características promedio del agua a tratar (efluente del método de Fenton) por adsorción y adsorción-biodegradación se muestran en la Tabla 4.12.

**Tabla 4.12. Características de agua a tratar por adsorción y adsorción-biodegradación.**

PARÁMETRO	AGUA TRATADA POR EL MÉTODO DE FENTON
pH	3.53
DQO (mg O <sub>2</sub> /L)	49.75
Turbiedad (UTN)	6.11
Color (Pt-Co)	79.58
SST (mg/L)	47.64
NTK (mg N <sub>2</sub> /L)	8.50

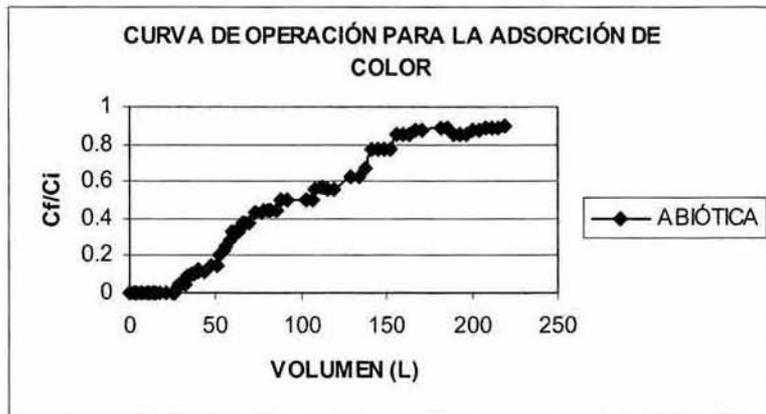
#### **4.4.1 Ensayos con las columnas empacadas con carbón abiótico y carbón biótico**

En los apartados siguientes se mostraran los resultados obtenidos en las columnas empacadas con carbón abiótico y biótico con respecto a la eliminación de la DQO, turbiedad y color.

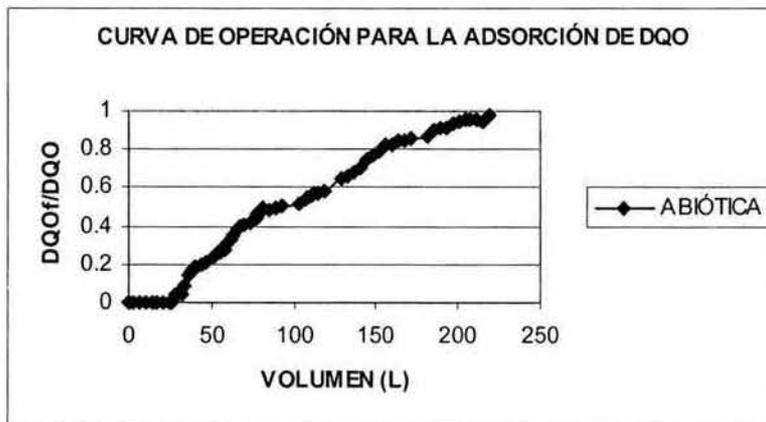
##### **4.4.1.1 Resultados de la columna abiótica**

El movimiento progresivo de la zona de adsorción puede verse mediante la representación de las curvas de operación Figuras 4.9., 4.10., y 4.11. En dichas figuras, las ordenadas corresponden a la relación entre la concentración a la salida ( $C$ ) y a la entrada del sistema ( $C_0$ ), de los parámetros color, turbiedad y DQO y las abscisas corresponden al volumen de agua tratada a través de la columna, esta etapa tuvo una duración de 59 días, tiempo en el que se percoló a través de la columna un volumen de 219.4L.

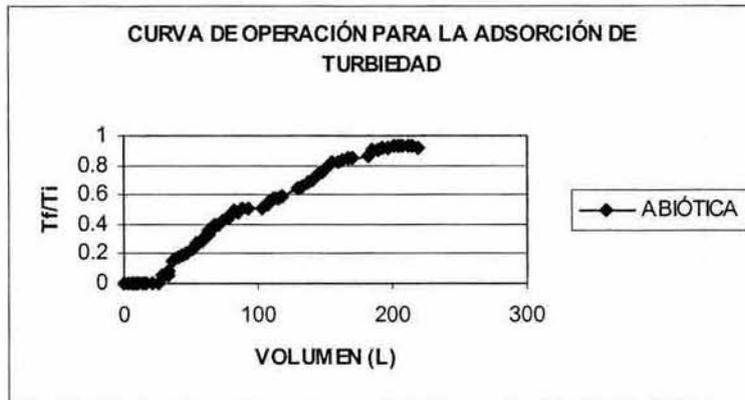
Esta columna fue alimentada con agua que presentaba un color de 79.58 Pt-Co, con una turbiedad de 6.11 UNT y una DQO de 49.75 mg/L. Al inicio de la operación, cuando el carbón activo estaba nuevo, se obtuvieron remociones del 100% durante 7 días, tiempo en el que se percoló un volumen de 25.5 L; y conforme avanzaba la operación, la concentración del efluente de la columna alcanzó el valor  $C_E = 0.04860$ ,  $0.04444$  y  $0.05$  respectivamente para cada parámetro. Este último valor representa la concentración de ruptura la cual se alcanzó con un tiempo de 9 días para los tres casos y el volumen percolado para entonces fue de 32.2 L. Conforme transcurría el tiempo se alcanzó el 50% de ruptura donde  $C/C_0 = 0.5$ , a un volumen percolado de 88.3, 92. 2,81.7 L, esto con un tiempo de 24, 25, y 22 días respectivamente, y para el último día 59 se obtuvieron porcentajes de remoción muy bajos 7.91% para la turbiedad, 10% para el color y 2.5% para la DQO debido a que la columna de carbón se había saturado.



**Figura 4.9.** *Curva de operación para la adsorción de color en la columna abiótica*



**Figura 4.10.** *Curva de operación para la adsorción de DQO en la columna abiótica*

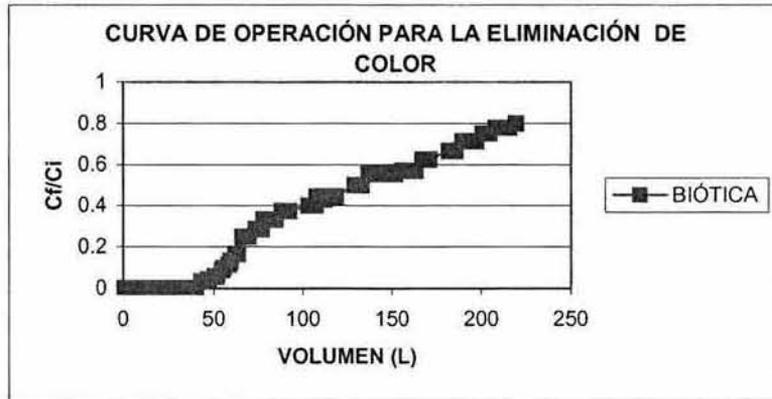


**Figura 4.11.** *Curva de operación para la eliminación de turbiedad en el efluente de la columna abiótica*

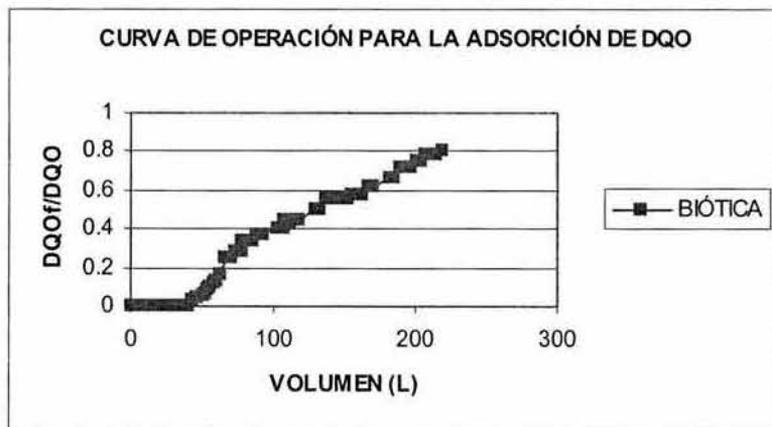
#### 4.4.1.2 Resultados de la columna biótica

Al igual que en el caso de la columna abiótica, la operación de adsorción-biodegradación se puede observar en las curvas de operación para cada uno de los parámetros claves Color, DQO, Turbiedad, Figuras 4.12., 4.13., y 4.14. esta etapa tuvo una duración de 59 días y se percolaron 219.4L.

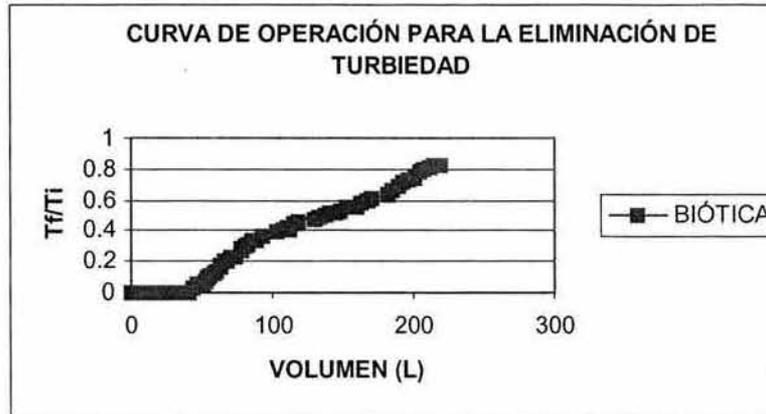
Esta columna fue alimentada con las mismas características que la columna abiótica y durante 11 días se obtuvo un 100% de remoción de color, DQO y turbiedad, A un volumen tratado de 40.2L. El tiempo de ruptura en este caso fue de 13 días para el color y la turbiedad con una  $C_E = 0.04285$  y  $0.04905$  respectivamente y un volumen tratado de 47L, mientras que para la DQO el tiempo de ruptura fue de 14 días con una  $C_E = 0.04$  y un volumen de 51L. El 50% de ruptura de la columna  $C/Co = 0.5$  se alcanzó a los 35 días y 129.2L para el color, 38 días y 140.7L para la DQO y 37 días y 137L para la turbiedad. Al final de la operación los porcentajes de remoción también fueron bajos, 20% para el color, 17.5% para la DQO y 18% para la turbiedad.



**Figura 4.12.** *Curva de operación para la eliminación de color del efluente de la columna biótica*



**Figura 4.13.** *Curva de operación para la adsorción de DQO del efluente de la columna biótica*



**Figura 4.14.** *Curva de operación para la eliminación de Turbiedad del efluente de la columna biótica*

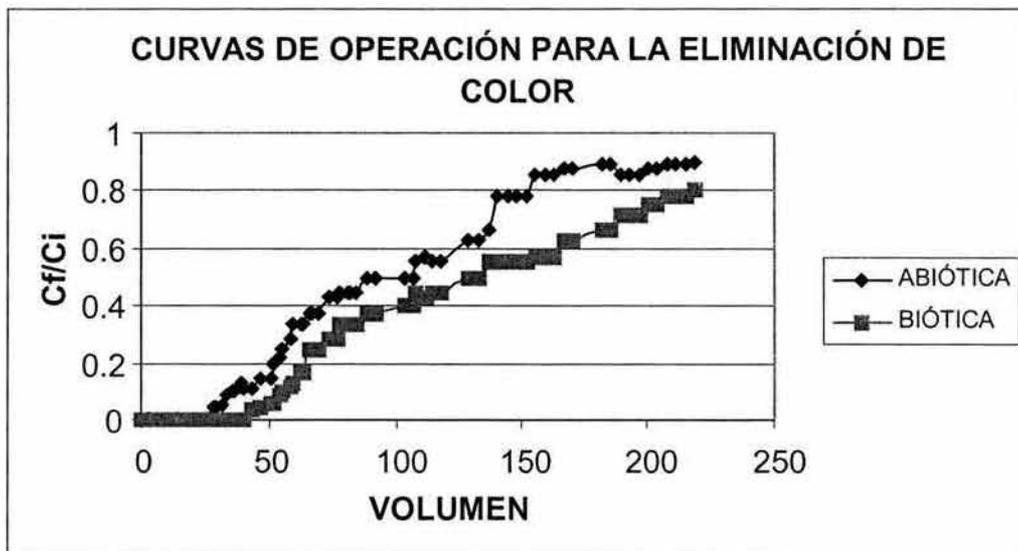
#### 4.5 COMPARACIÓN ENTRE LA COLUMNA ABIÓTICA Y BIÓTICA

Con respecto al efecto que se produce al pretratamiento por el método de Fenton con una posterior adsorción y adsorción con biodegradación de compuestos orgánicos sobre carbón activado se observó que cuando el sistema elimina materia orgánica únicamente por adsorción, en el carbón activado se acumula progresivamente la materia orgánica y alcanza la saturación completa del carbón ( $C/Co=1$ ) más rápido que el sistema de adsorción-biodegradación. Esto se observa en las Figuras 4.15., 4.16., y 4.17. que muestran las curvas de operación de los dos sistemas de carbón activado, el que funcionó únicamente como material adsorbente y el que funcionó combinando la adsorción y la biodegradación. El eje de las abscisas corresponde al volumen percolado en la operación de los sistemas y el de las ordenadas representa la relación entre la concentración de la materia orgánica a la salida ( $C$ ) y a la entrada de los sistemas ( $Co$ ).

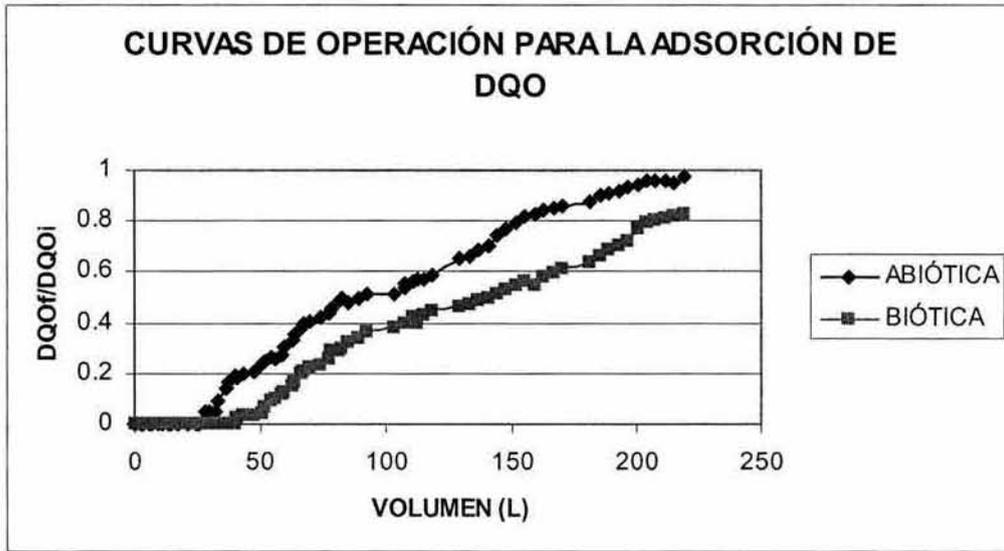
Por lo que en el sistema adsorción-biodegradación, la mayor evidencia de influencia de la actividad biológica en la eliminación de compuestos orgánicos es la prolongación de la vida útil del carbón activado ya que al final de la operación los porcentajes de remoción

para este sistema (20% para el color, 17.5% para la DQO y 18% para la turbiedad) están por encima de lo que se obtuvo considerando únicamente la capacidad máxima de adsorción del carbón activado (10% para el color, 2.5% para la DQO y 7.91% para la turbiedad,).

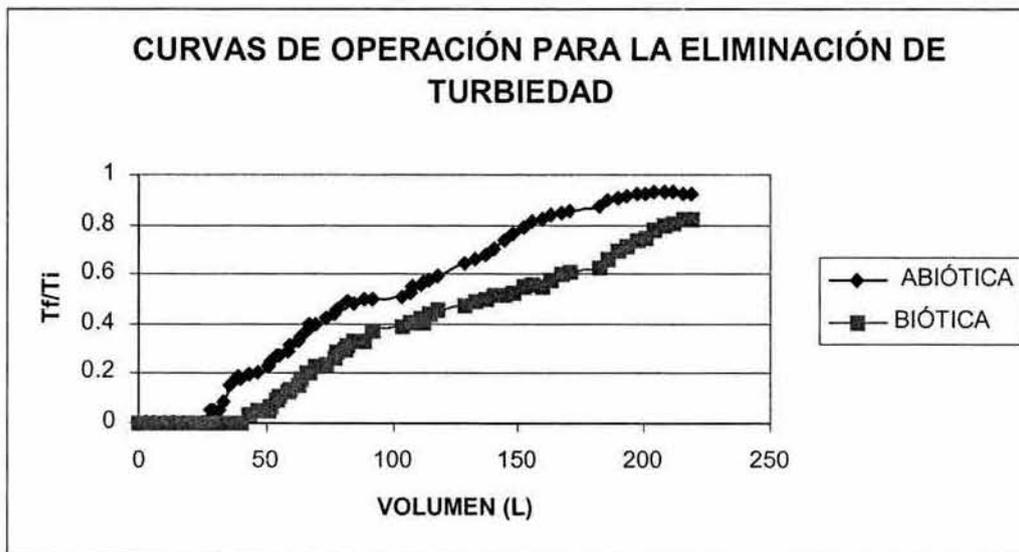
De los resultados obtenidos por separado en los dos sistemas con adsorción y adsorción-biodegradación se puede observar que efectivamente hubo diferencias significativas en los tiempos a la ruptura. Donde sólo actuó la adsorción el tiempo de ruptura fue de 9 días para las concentraciones de  $C_E = 0.04860, 0.04444$  y  $0.05$ ; para el caso de la combinación de la adsorción y biodegradación se obtuvieron valores de tiempo de ruptura de 13 y 14 días con concentraciones de ruptura  $C_E = 0.04285, 0.04905$  y  $0.04$ . Por otra parte, el tiempo en el que se obtuvo el 100% de remoción, varió en los dos sistemas; en el sistema donde sólo actuó la adsorción durante 9 días se obtuvo el 100% de remoción mientras que para el sistema asistido biológicamente se obtuvo el 100% de remoción durante 11 días.



**Figura 4.15.** *Curvas de operación de los sistemas de carbón activado funcionando en condiciones abióticas y bióticas, para la adsorción de color.*



**Figura 4.16.** *Curvas de operación de los sistemas de carbón activado funcionando en condiciones abióticas y bióticas, para la adsorción de la DQO.*



**Figura 4.17.** *Curvas de operación de los sistemas de carbón activado funcionando en condiciones abióticas y bióticas, para la eliminación de Turbiedad.*

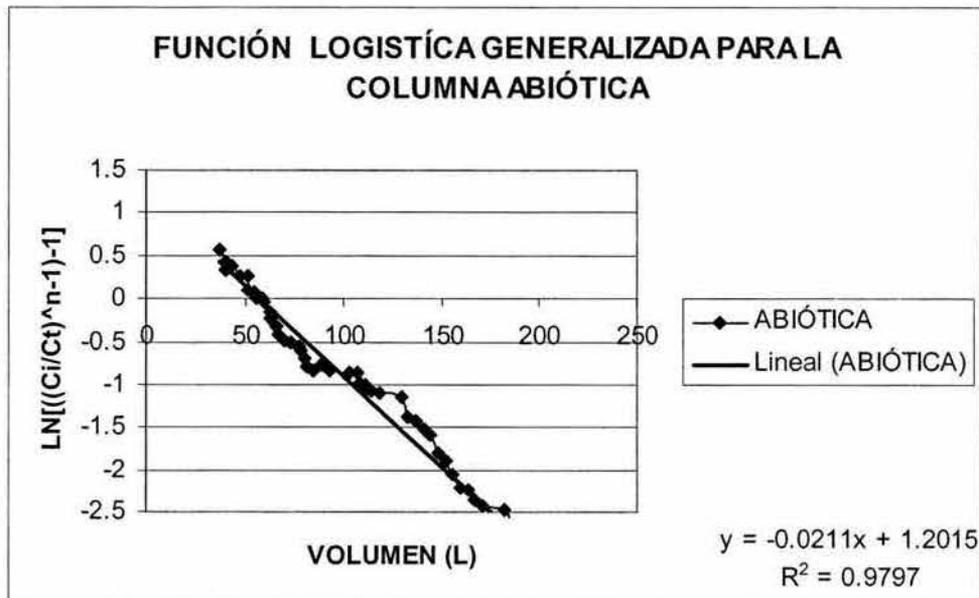
En los sistemas de carbón activado utilizados como una segunda etapa de tratamiento se observó que efectivamente la actividad biológica eliminaba una fracción importante de la materia orgánica disuelta contribuyendo a incrementar la eficiencia global del tratamiento. Además, se notó que en los sistemas donde se permitía un crecimiento biológico controlado, el carbón activado podía utilizarse durante periodos más largos antes de requerir ser regenerado y esta es una de las ventajas que presentan estos sistemas; comprobando así el fenómeno de biorregeneración.

Durante la realización de este trabajo, se pudo constatar que los SCAAB ponen de manifiesto efectos benéficos asociados a la presencia de una actividad biológica. Entre los que destaca una vida útil del carbón activado más larga, una eliminación mayor de contaminantes orgánicos y la posibilidad de eliminar compuestos difícilmente biodegradables. Aunque también se advierte de la posibilidad de favorecer el desarrollo de microorganismos patógenos, la posible interferencia del fenómeno de adsorción debido al bloqueo de los poros del carbón activado por la biomasa fija en la superficie de dicho material.

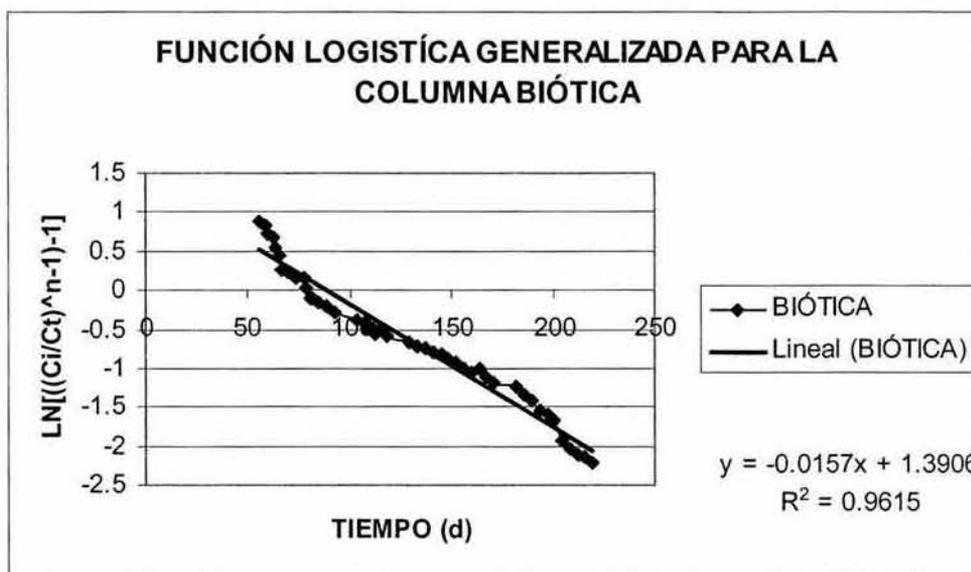
## 4.6 FUNCIÓN LOGÍSTICA GENERALIZADA

De acuerdo con el modelo de Adams – Bohart, al trazar la gráfica  $t$  vs  $\text{Ln} [(C_i / C_t)^{n-1} - 1]$ , se puede obtener las constantes  $A$  y  $r$ , de la ecuación que permite encontrar el tiempo teórico a la ruptura ( $t_d = [((C_i / C_b)^{n-1} - 1)/A]^{1-r}$ ).

En las Figuras 4.18., y 4.19.; se muestran las curvas de la función logística generalizada para cada una de las columnas; curvas que se complementan con la Tabla 4.13 en donde se muestran los resultados obtenidos para cada columna; como son las constantes de la función logística  $A$  y  $r$ ; así como la comparación de los tiempos de ruptura teóricos y experimentales.



**Figura 4.18.** *Función logística generalizada para la columna abiótica*



**Figura 4.19.** *Función logística generalizada para la columna biótica*

**Tabla 4.13. Resultados de la Función Logística Generalizada para las columnas abiótica y biótica.**

FUNCIÓN LOGÍSTICA GENERALIZADA: $\ln [(C_i / C_t)^{n-1} - 1] = \ln A - rt$									
Columna Abiótica					Columna Biótica				
Ln A	A	r	td teo. (días)	td exp. (días)	Ln A	A	r	td teo. (días)	td exp. (días)
1.20	3.32	-0.021	8.65	9	1.39	4.01	-0.016	10.4	11

Oulman (1980) mostró que el tiempo de servicio de la columna es equivalente a la función logística simple; modelo matemático utilizado para cuando las curvas de ruptura son idealmente simétricas, esta simetría no obtenida en este trabajo, es debido a que es

una función para casos en donde el influente de los sistemas no cuenta con una gran diversidad de contaminantes, como los contenidos en el influente pretratado de la PTARCU. Basado en esto Clark sugiere la función logística generalizada la cual permite representar la adsorción tomando en cuenta varios contaminantes por lo que esta función es una mejor representación del comportamiento de las columnas abiótica y biótica trabajadas.

## CONCLUSIONES

Los procesos del método de Fenton (coagulación-floculación y oxidación avanzada) y la adsorción con carbón activado, asistida o no con microorganismos se han combinado en este trabajo para la eliminación de compuestos orgánicos, de color y turbiedad. Esta combinación ha permitido conjugar las ventajas de cada uno de dichos procesos neutralizando sus respectivos inconvenientes; lo anterior para desarrollar un sistema de depuración de aguas residuales de tipo mixto, como las evacuadas en el Gran Canal, El Río Churubusco y las recibidas en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de CU. Esta combinación de procesos ha resultando ser un sistema bastante eficiente para la obtención de un agua de buena calidad para reúso.

En los experimentos realizados para la obtención de las dosis óptimas de los reactivos de Fenton se observó que la dosis que se emplea de peróxido es importante para obtener una mejor eficiencia de degradación, mientras que la concentración de hierro es importante para la cinética de la reacción. La extensión de la oxidación es determinada por la cantidad de peróxido de hidrógeno presente en el sistema.

Con base a los resultados de la remoción en turbiedad y color; así como de la DQO se consideró que la mejor relación para los reactivos de Fenton es de 1:1 ( $\text{H}_2\text{O}_2$ : $\text{FeSO}_4$ ). Con base en esta relación, la dosis seleccionada fue aquella que da altas remociones de los parámetros medidos y emplea la dosis de reactivos más baja, es decir 25mg/L tanto de  $\text{Fe}^{2+}$  como de  $\text{H}_2\text{O}_2$ .

Hay que destacar que los parámetros color y turbiedad obtuvieron porcentajes de remoción de 99 y 100% y que la DQO se mantuvo por debajo de los 85 mg  $\text{O}_2$ /L.

Con respecto al efecto que se produce al pretratamiento por el método de Fenton con una posterior adsorción y adsorción con biodegradación de compuestos orgánicos sobre carbón activado se observó que cuando el sistema elimina materia orgánica únicamente

por adsorción, en el carbón activado efectivamente se acumula progresivamente la materia orgánica hasta la saturación completa del carbón ( $C/Co=1$ ). En cambio, en un SCAAB, se observó que en función del tiempo de operación, las interacciones entre la adsorción y la biodegradación para la eliminación de la materia orgánica cambiaron progresivamente. En el primer intervalo de operación, el mecanismo dominante fue la adsorción. Posteriormente, conforme la actividad biológica se desarrolla en la superficie del carbón activado, la biodegradación contribuyó significativamente en la eliminación de la materia orgánica biodegradable. Para periodos prolongados de funcionamiento, el mecanismo dominante de eliminación de compuestos disueltos fue la biodegradación.

Por lo tanto en los sistemas de carbón activado utilizados en el tratamiento de aguas, es común el desarrollo de una actividad biológica en la superficie de los granos del carbón activado. Y efectivamente se encontró que la actividad biológica eliminaba una fracción importante de la materia orgánica disuelta contribuyendo a incrementar la eficiencia global del tratamiento. Además, se notó que en los sistemas donde se permitía un crecimiento biológico controlado, el carbón activado podía utilizarse durante periodos más largos antes de requerir ser regenerado y esta es una de las ventajas que presentan estos sistemas. Este fenómeno es designado con el término de biorregeneración.

Durante la realización de este trabajo, se pudo constatar que los SCAAB ponen de manifiesto efectos benéficos asociados a la presencia de una actividad biológica. Entre los que destaca una vida útil del carbón activado más larga, una eliminación mayor de contaminantes orgánicos y la posibilidad de eliminar compuestos difícilmente biodegradables. Aunque también se advierte de la posibilidad de favorecer el desarrollo de microorganismos patógenos, la posible interferencia del fenómeno de adsorción debido al bloqueo de los poros del carbón activado por la biomasa fija en la superficie de dicho material.

---

## BIBLIOGRAFÍA

Adams C., Cozzens R. y Kim B. (1997) Effects of ozonation on the biodegradability of substituted phenols. *Wat. Res.* Vol. 31, No. 10, pp. 2655-2663

APHA, AWWA y WPCF (1992) *Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales.* Ed. Díaz de los Santos, España

Aranda L.A. (2001) *Evaluación de la aplicación del reactivo de Fenton como un proceso de depuración y de desinfección de aguas residuales.* Tesis para obtener el título de Ingeniero Químico. Facultad de Química, UNAM

Barbeni M., Minero C. y Pellizzetti L. (1987) Chemical degradation of chlorophenols with Fenton's reagent. *Chemosphere* 16, pp. 2225-2232

Bauer R. (1994) Applicability of solar irradiation for photochemical wastewater treatment. *Chemosphere* 29, pp. 1225-1233

Bergmann C. (1978) *Geochemistry of humic substances in lake water.* John Wiley sons.EUA

Bidga R.J. (1995) Consider Fenton chemistry for wastewater treatment. *Chem. Eng. Progress* Vol. 91. No. 12, pp. 62-66

Bishop D. F., Stern G., Fleischman M. y Marschall L. S. (1968) Hydrogen peroxide catalytic oxidation of refractory municipal waste waters, *I & EC Proc. Design Dev.* Vol. 7, No. 1, pp. 110-117

Bossmann S. H., Wörner M., Siegwart S., Göb S., Payawan Jr., Oliveros E., y Braun A. (1998) New aspects of the photo-assisted Fenton reaction: are there advanced oxidation procedures which are not initiated by hydroxyl radicals?, Joint Meeting of the French, German and Swiss Sections of EPA. Konstanz, Germany

Casero I., Sicilia D., Rubio S. Y Pérez D. (1997) Chemical degradation of aromatic amines by Fenton's reagent. *Wat. Res.* Vol. 31, No. 8, pp. 1985-1995.

Charackilis J.T. (1978) Adsorption mechanisms : The chemistry of organic adsorption on activated carbon. In "Carbon Adsorption Handbook", Edited by Cheremisinoff P.N. and Ellebursch F., Ann Arbor Science, Ann Arbor, Mich. Chap. 7, 250.

Centi G., Perathoner S., Torre T. y Verduna M. G. (2000) Catalytic wet oxidation with H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> of carboxylic acids on homogeneous and heterogeneous Fenton-type catalysts. *Catalysis Today* 55, pp. 61-69

CNA (1995) Estudio de factibilidad de saneamiento del Valle de México. Informe de proyecto. Comisión Nacional del Agua, GDF, Gob. del Edo. de Hidalgo, Gob. del Edo. De México, México

Chamarro E., Marco A. y Esplugas S. (2001) Use of Fenton reagent to improve organic chemical biodegradability. *Wat. Res.* Vol. 35, No. 4, pp. 1047-1051.

Charackilis J.T. (1978) Adsorption mechanisms : The chemistry of organic adsorption on activated carbon. In "Carbon Adsorption Handbook", Edited by Cheremisinoff P.N. and Ellebursch F., Ann Arbor Science, Ann Arbor, Mich. Chap. 7, 250.

Chen R. y Pignatello J. J. (1997) Role of quinone intermediates as electron shuttles in Fenton and photoassisted Fenton oxidation of aromatic compounds. *Environ. Sci.*

Technol. 31, pp. 2399-2406

Chiang P., Change, E., Wu J. (1997) Comparison of chemical and thermal regeneration of aromatic compounds on exhausted activated carbon. *Wat. Sci. Tech.* 35 (7), 279-285.

Committe Report, JAWWA (1981) An assessment of microbial activity on GAC. JAWWA, 73 (8), 447-454.

Crank J. Chudoba J. y Grau P. (1965). Determination of kinetic constants of activated sludge microorganisms. *Wat. Sci. Tech.* 17, 259-272.

Craveiro de SA et Malina J; J.F. (1992) Bioregeneration of granular-activated carbon. *Wat. Sci. Tech.* 26 (9-11), 2293-2295.

Degremont México (1999). Aplicación de diferentes tratamientos para la remoción de contaminantes del medio empleando sistemas de carbón activado. Tomo I, Degremont.

Durán Moreno, A. (1997) Contribution à l'étude de l'adsorption et de la biodegradation de composés organiques sur charbon actif: Cas du phénol et de dérivés phénoliques. Tesis de doctorado, Universidad de Rennes 1, Francia, No. de orden: 1807.

Feurstein W. et al. (1981) Model experiments for the oxidation of aromatic compounds by hydrogen peroxide in wastewater treatment. *Vom vasser* 56, pp. 35-54

Flaherty K. A. y Huang C. P. (1992) Continuous flow applications of Fenton's reagent for the treatment of refractory wastewaters. Proceedings of the Second International Symposium, Tennessee, USA, pp. 58-73

Freeman, H.M. (1988) Standard Handbook of Hazardous Wastes Treatment and Disposal. McGraw-Hill Book Company. San Diego, EUUA.

Gaid K., Cavelier C., Martin G. (1982) Mécanismes de l'épuration biologique sur charbon actif. *Water Res.*, 16 (1), 7-17.

Gamble D. S. Y Schnitzer M. (1974) The chemistry of fulvic acid and its reaction with metal ions trace metals and metal-organic interactions. Singer P. (Ed.) Ann Arbor Science, pp. 225-302. Ann Arbor M I, EEUUA.

García K. (2001) Degradación oxidativa en fase acuosa de los hidrocarburos de aceite lubricante de desecho mediante la reacción de Fenton. Tesis para obtener el título de Químico. Facultad de Química, UNAM

Gicquel L. (1996) Elimination par adsorption sur charbon actif de l'atrazine contenue dans les eaux à potabiliser : Etude de la compétition avec les matières organiques et minérales dissoutes et modélisation. Tesis de doctorado, Universidad de Rennes 1, Francia, N° de orden: 1649.

Glaze H. (1990) Water quality and treatment. Am. Wat. Works Assoc. (AWWA) Ed. McGraw Hill, New York, USA

González E. (2001) Selección de un pretratamiento fisicoquímico de aguas residuales con fines de recarga artificial del acuífero del valle de México. Tesis para obtener el grado de Maestro en Ciencias. Facultad de Química, UNAM

Gregor J. E., Nokes C. J. Y Fenton E. (1997) Optimizing natural organic matter removal from low turbidity waters by controlled pH adjustment of aluminum coagulation. *Wat. Res.* 31(12):2949-2958

Huang (1978) Chemical Interactions between inorganics and activated carbon. In "Carbon Adsorption Handbook", Edited by CHEREMISINOFF P.N. and ELLEBURSCH F., Ann Arbor Science, Ann Arbor, Mich., Chap. 8., 281.

Huang C., Dong C. y Tang Z. (1993) Advanced chemical oxidation: Its present role and potential future in hazardous waste treatment. *Waste Mgmt.* 13, pp. 361-377

Hutchinson D.H., Robinson C.V. (1990a) A Microbial regeneration process for granular activated carbon-I . Process modeling. *Water Res.*, 24 (10), 1209-1215.

Hutchinson D.H., Robinson C.V. (1990b) A Microbial regeneration process for granular activated carbon-II. *Regeneration Studies Water Res.*, 24 (10), 1217-1223.

Huston P. L. y Pignatello J. J. (1999) Degradation of selected pesticide active ingredients and commercial formulations in water by the photo-assisted Fenton reaction. *Wat. Res.* Vol. 33, No. 5, pp. 1238-1246

Isak V., Sychev A. y Anikina Z. (1996) Kinetics of oxidation of aldehydes by the Fenton reagent. *Russian Journal of physical Chemistry.* Vol. 70, No. 8, pp. 1430-1432

Jahangir M. A.Q. (1994) Bioregeneration of granular activated carbon. Ph. D. Thesis the university of Birmingham U.K.

Jiménez B., Chávez A., Barrios J., Maya C. y Salgado G., (1999) Curso: Determinación y cuantificación de huevos de helminto. Instituto de Ingeniería, UNAM

Jonge R.J., Breure A.M., Van Andel J.G. (1997) Reversibility of adsorption of aromatic compounds onto powdered activated carbon (PAC). *Water Res.*, 30 (4), 883-892.

Julien E., Baude M. Y Mazet M. (1998) Relationship between chemical and physical surface properties of activated carbon. *Wat. Res* 32(11):3414-3424

Kang Y. W. y Hwang K. Y. (2000) Effects of reaction conditions on the oxidation efficiency in the Fenton process. *Wat. Res.* Vol. 34, No. 10, pp. 2786-2790

Kim H., Nishijima W., Soto E., Okada M. (1996) Pilot plant study on ozonation and biological activated carbon process for drinking water treatment. *Wat. Sci. Tech.*, 35 (8) 21-28.

Kiwi J., Pulgarin C. y Peringer P. (1994) Effect of Fenton and photo-Fenton reaction on the degradation and biodegradability of 2- and 4-nitrophenols in water treatment, *Applied Catalysis B: Environmental* 3, pp. 335-350

Kuo K. W. (1992) Decolorizing dye wastewater with Fenton's reagent. *Wat. Res.* 26, 881-889.

Langlais B., Reckhow D. A. y Brink D. R. (1991) *Ozone in water treatment*. Ed. Lewis Pub., Chelsea, Michigan, USA

Le Cloirec P., Gaid K., Martin G., Sibony J. (1982) Rôle de la porosité du charbon actif lors du lavage des filtres biologiques. *Environ. Technol. Letters*, 3, 257-262.

Legrini O., Oliveros E. y Braun A. M. (1993) Photochemical processes for water treatment. *Chem. Rev.* 93, pp. 671-698

Lin S. H. y Chen M. L. (1997) Purification of textile wastewater effluents by a combined

---

Fenton process and ion exchange. *Desalination* 109, pp. 121-130.

Lin S. H. y Lo C. C. (1997) Fenton process for treatment of desizing wastewater. *Wat. Res.* Vol. 31, No. 8, pp. 2050-2056.

Lin S. H. y Peng C. F. (1995) Treatment of textile wastewater by Fenton's reagent. *J. Environ. Sci. Health A30*, pp. 89-101

Lin S. H., Lin C. M. y Leu H. G. (1999) Operating characteristics and kinetic studies of surfactant wastewater treatment by Fenton oxidation. *Wat. Res.* Vol. 33, No. 7, pp. 1735-1741.

Mathews A., Weber W.J. (1977) Mathematical modeling of multicomponent adsorption kinetics. 68th annual meeting, American Institute of Chemical Engineers, nov., Los Angeles.

Metcalf y Eddy (1996) *Ingeniería de las aguas residuales*. Ed. McGraw Hill. Tercera Edición. México. 752Pp.

Monteiro De A.L. (1994) *Elimination du carbone organique dissous biodégradable par filtration biologique. Modélisation et optimisation*. Tesis de doctorado, Universidad de Rennes 1, Francia, No. de orden : 1222.

Morsen A y Rehm H. J. (1990). Degradation of phenol by a defined mixed culture immobilized by adsorption on activated carbon and sintesed glass. *Appl. Microbiol.. Biotechnol.* 33 pag. 206-212.

Muzkat L., Halmann M., Raucher D. y Bir L.(1992) Solar photodegradation of xenobiotic contaminants in polluted well water. *J. Photochem. Photobiol. A: Chem.* 65, pp. 409-417

Noll K. E., Gounaris V., Hou W. S. (1992). Adsorption technology for air and water pollution control. Lewis publishers. Inc. U.S.A.

Oliveros E., Legrini O., Hohl M., Müller T. y Braun A. M. (1997) Industrial waste water treatment: large scale development of a light-enhanced Fenton reaction. Chem. Eng. And Processing 36, pp. 397-405

Ollis D. F. y Al-Ekabi (1993) Photocatalytic purification and treatment of water and air. Elsevier, Amsterdam, Holanda

Orshansky F., Narkis N., (1997) Characteristics of organics removal by PACT simultaneous Adsorption and Biodegradation. Wat. Res., Vol. 31, No.3, págs. 391-398.

Park T. J., Lee K. H., Jung E. J. y Kim C. W. (1999) Removal of refractory organics and color in pigment wastewater with Fenton oxidation. Wat. Sci. Tech. Vol. 39, No. 10-11, pp. 189-192

Perroti A.E., Rodman C.A. (1974) Factors involved with biological regeneration of activated carbon. Water-1974., Am. Inst. Chem. Engrs. Symp. Ser. 144, 316-325.

Pignatello J. J. y Chapa G.(1994) Degradation of PCBs by ferric ion, hydrogen peroxide and UV light. Environ. Toxicol. Chem. 13, 423-427

Pignatello J. J. y Sun Y. (1995) Complete oxidation of metolachlor and methyl parathion in water by the photo-assisted Fenton reaction. Wat. Res. 29, 1837-1844

Potter F. J. y Roth J. A. (1993) Oxidation of chlorinated phenols using Fenton's reagent. Hazardous Waste & Hazardous materials Vol. 10, No. 2, pp. 151-170

Prengle H. W. y Mauk C. E. (1978) New technology ozone/UV chemical oxidation wastewater process for metal complexes, organic species and disinfection. AICHE Symp. Ser. 74, pp. 228-242

Puri B.R. (1980) Carbon adsorption of pure compounds and mixtures from solutions phase. In "Activated Carbon Adsorption from the Aqueous Phase". Ed. by Suffet I.H. and Mc Guire M.J., Ann Arbor, Michigan 1980, Vol. 1.

Ramírez Zamora R.M., Durán Moreno A., Orta de Velásquez M.T., Monje Ramírez I. (2000) Treatment of landfill leachates by comparing advanced oxidation and coagulation-flocculation processes coupled with activated carbon adsorption. Water Science and Technology Vol 41 No 1 pp 231–235.

Randtke S. J. (1988) Organic contaminant removal by coagulation and related process combinations. J. Am. Wat. Works Assoc. Vol. 80, No.5, pp. 40-56

Rebhun M. y Lurie M. (1993) Control of organic matter by coagulation and floc separation. Wat. Sci. Tech. Vol. 27, No. 1, pp. 1-18

Reynolds y Richards (1996), Unit operations and processes in environmental engineering. Ed. PWS Pub. Co. Nueva York, EEUUA.

Rice R.G. (1980) Biological activated carbon - Enhanced aerobic biological activity in GAC system. Ann Arbon Sci. Publish.

Rice R.G., Miller G.W., Robson C.M., Kuhn W. (1977) Biological activated carbon. Paper presented at the 6th International Association Water Pollution Research Congress,

Jerusalem, Israel, June.

Rice R.G., Robson C.M. (1982) Biological activated carbon : enhanced aerobic biological activity in GAC systems. Ann Arbor Science, Ann Arbor, Mich.

Rodman C.A., Shinney E.L., Perroti A.E. (1970) Biological regeneration of activated carbon. In "Carbon Adsorption Handbook", Edited by Cheremisinoff P.N. and Ellebursch F., Ann Arbor Science, Ann Arbor, Mich.

Roolor D., Wang G-T. et Adrian D.D. (1982) A simplified solution technique for carbon adsorption model. Water Res., 27 (6), 1033-1040.

Rebhun M. y Lurie M. (1993) Control of organic matter by coagulation and floc separation. Wat. Sci. Tech. Vol. 27, No. 1, pp. 1-18

Ruppert G., Bauer R. y Heisler G. (1993) The photo-Fenton reaction: an effective photochemical wastewater treatment process. J. Photochem. Photobiol. A: Chem. 73, pp. 75-78

Salvat (1975) La contaminación. Salvat Editores. Barcelona, España

Sawyer D. T. (1997) Metal [Fe(II), Cu(I), Co(II), Mn(III)] / hydroperoxide-induced activation of dioxygen (.O<sub>2</sub>.) for the ketonization of hydrocarbons: oxygenated Fenton Chemistry. Coordination Chemistry Reviews 165, pp. 297-313

Sedlak D. L. y Andren A. W. (1991) Oxidation of chlorobenzene with Fenton's reagent. Environment Science and Technology 125, pp. 777-782

Servais P., Billen G., Bouillot P. (1991) Activité biologique dans un filtre à charbon actif

en grains. Rev. Sci. de l'Eau, 4, 483-496.

Solozhenko E. G., Soboleva N. M. y Goncharuk V. V. (1995) Decolorization of azodye solutions by Fenton's oxidation. Wat. Res. Vol. 29, No. 9, pp. 2206-2210

Stephenson R. J. y Duff S. J. B. (1996) Coagulation and precipitation of a mechanical pulping effluent-I. Removal of carbon, color and turbidity. Wat. Res. Vol. 30, No. 4, pp. 781-792

Stewart M., Wolfe R., y Meanse E. (1990) Assessment of the bacteriological activity associated with granular activated carbon treatment of drinking water. Appl. Environ. Microbiol. 12:3822-3829.

Sun Y. y Pignatello J. J. (1993) Organic intermediates in the degradation of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid by  $Fe^{3+}/H_2O_2$  and  $Fe^{3+}/H_2O_2/UV$ . Agric. Food Chem. 41, pp. 1139-1142

Symons J.M. (1984) A history of the attempted federal regulation requiring GAC adsorption for water treatment. JAWWA, 76 (8), 34-43.

Tang Z. Y Tassos (1997) Oxidation kinetics and mechanism of trihalometanes by Fenton´s reagent. Wat.Res.31(5):1117-1125

Tien C. (1994) Adsorption calculation and modelling. Butterworth-Heinemann Ed., U.S.A.

Vendankatadri R. y Peters R. V. (1993) Chemical oxidation technologies: ultraviolet light/hydrogen peroxide, Fenton's reagent and titanium dioxide-assisted photocatalysis. Hazard. Waste Hazard. Mater. 10, pp. 107-149

Voice, T.; Pak, D. Zhao, .; Shi, J.; Y Hickey, R. 1992. Biological activated carbon in fluidized bed reactors for the treatment of groundwater contaminated with volatile aromatic hydrocarbons. 26:10(1389-1401)

Walker y Weatherley (1997), Asimplified predictive model for biologically activated carbon fixed beds, *Process Biochemistry* Vol. 32 pag. 327-335.

Walling C. (1975) Fenton's reagent revisited, *Acc. Chem. Res.* 8, pp. 125-131

Watts R. J., Sundstrom E. H. y Klei H. H. (1990) Treatment of pentachlorophenol contaminated soil using Fenton's reagent. *Hazard. Waste Hazard. Mat.* 4, pp. 165-172

Webber W. Ying W. (1977). Integrated biological and physicochemical treatment for reclamation of wastewater. In proceeding of the international association of water pollution research.

Weber W.J. Jr. (1984) Environmental engineering proceedings of the 1984 speciality conference. PIRBAZARI M. and DEVINNU J.S. Eds., American Society of Civil Engineers, N. Y.

Weber W. (1979) Control de la calidad del agua de procesos fisicoquímicos. Ed. Reverté. Barcelona, España.

Weber W. y Smith E. (1987). Simulation and design models for asorption process. *Environ. Sci. Technol.* 21:11:1040-1050.

Weber, W. 1988. Physicochemical processes for water quality control. Wiley-Intescience, Nueva York, EEUUA.

Xaojian Z., Zhansheng W., Xiasheng G. (1991) Simple combination of biodegradation and carbon adsorption-The mechanisme of the biological activated carbon process. *Water Res.*, 25 (2), 165-172.

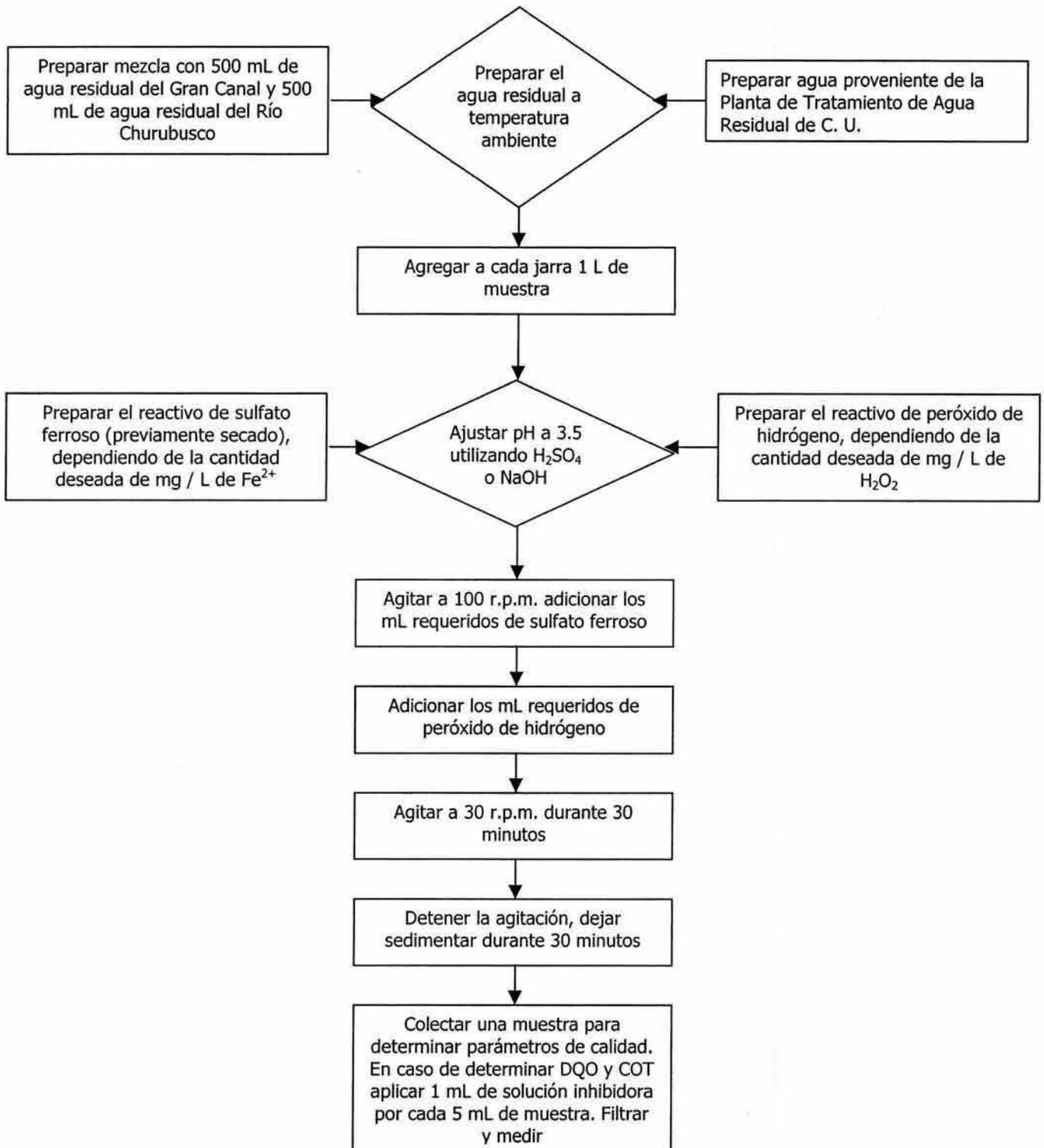
Yoon J., Cho S., Cho Y. y Kim S. (1998) The characteristics of coagulation of Fenton reaction in the removal of landfill leachate organics. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 38, No. 2, pp. 209-214.

Zhou M.L. (1992) Modélisation de l'adsorption sur charbon actif. Tesis de doctorado, Universidad de Rennes 1, N° de orden 724.

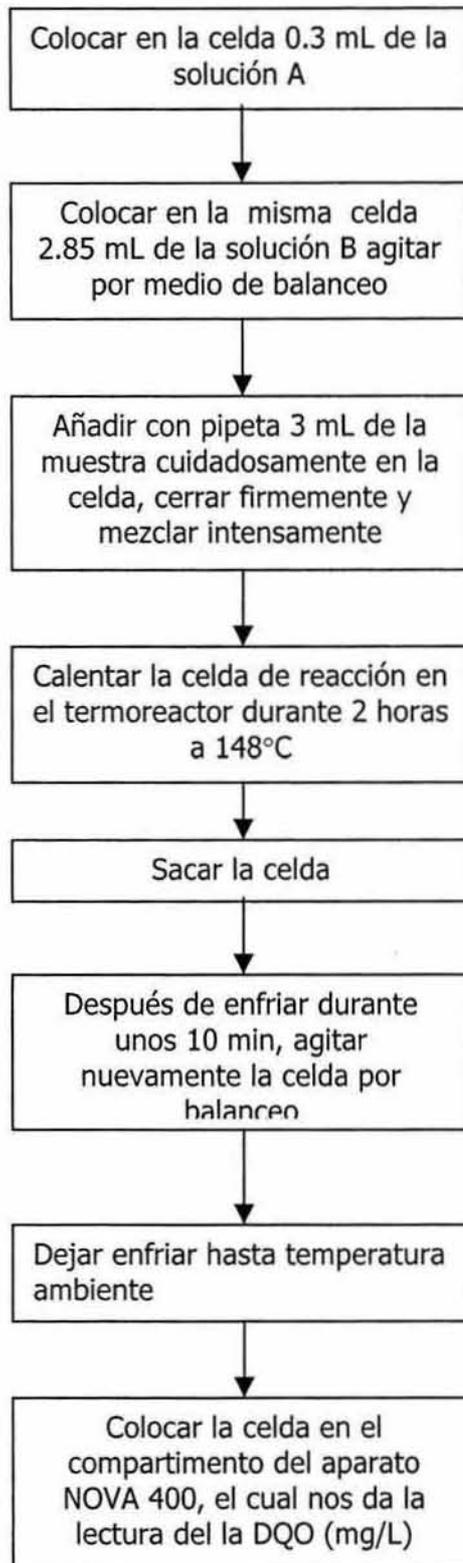
# **ANEXO A1**

## **Diagramas de flujo de las técnicas analíticas**

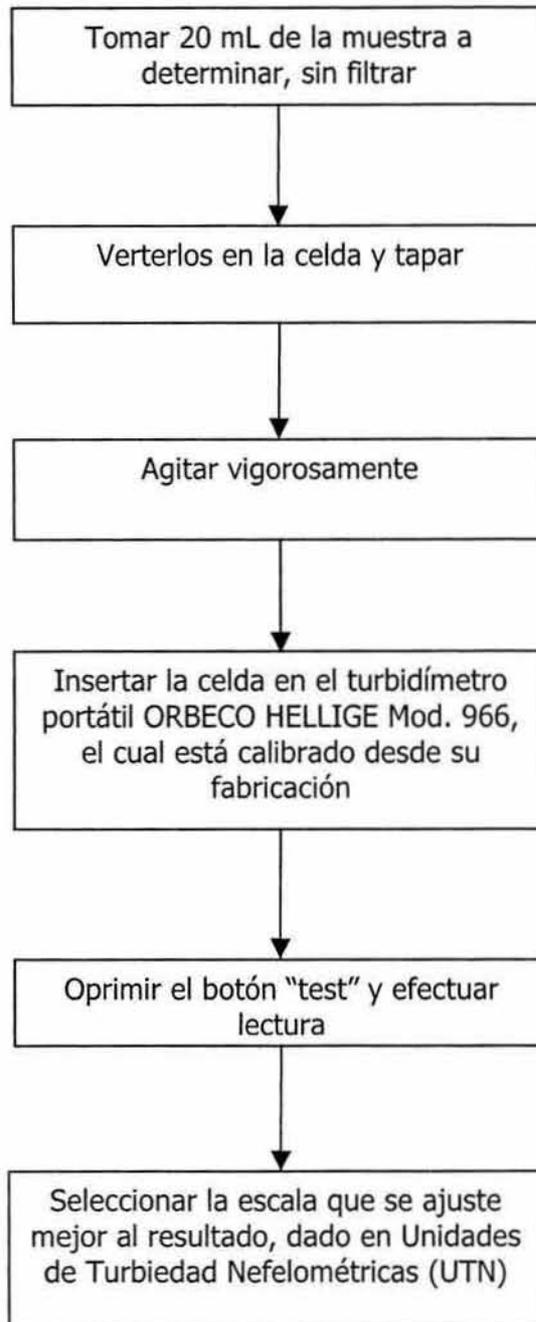
## PRUEBA DE JARRAS PARA FENTON



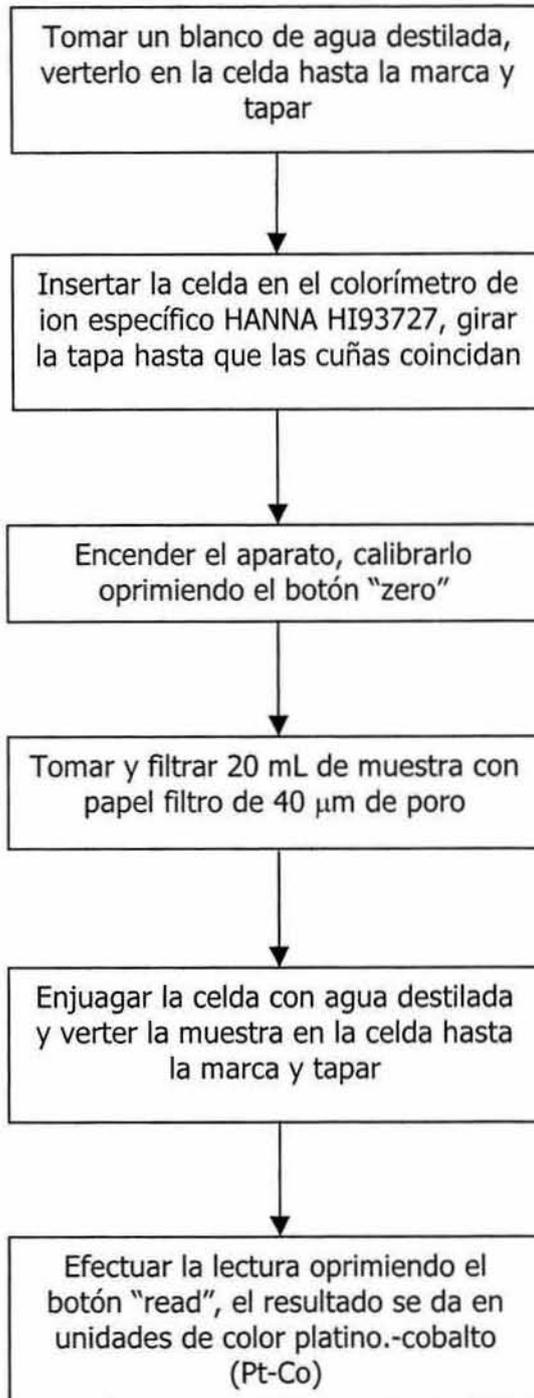
## DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO (DQO) Método Merck-Spectroquant (14540 ó 14541)



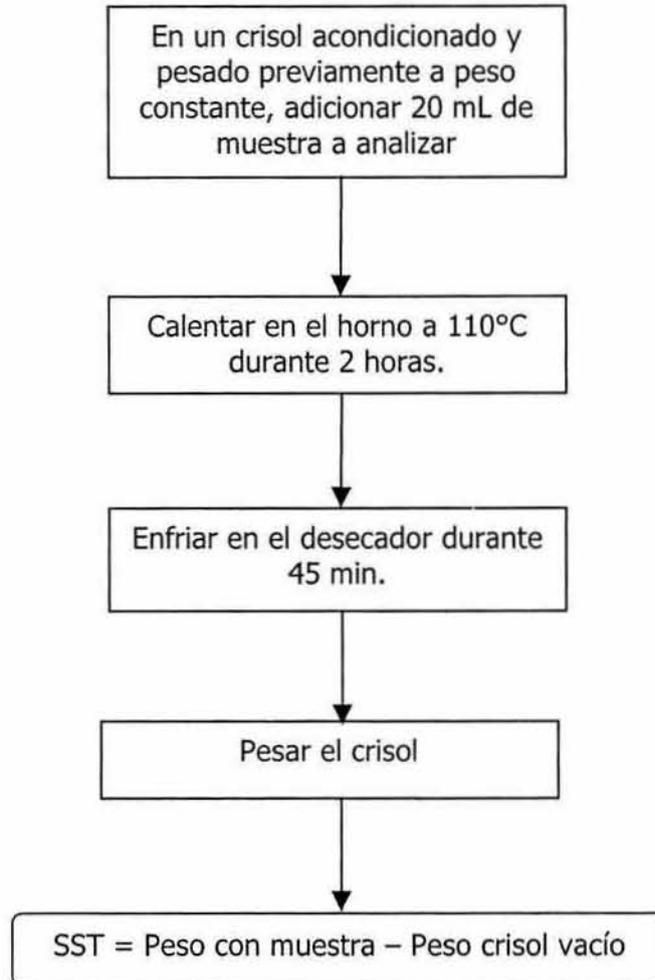
## TURBIEDAD



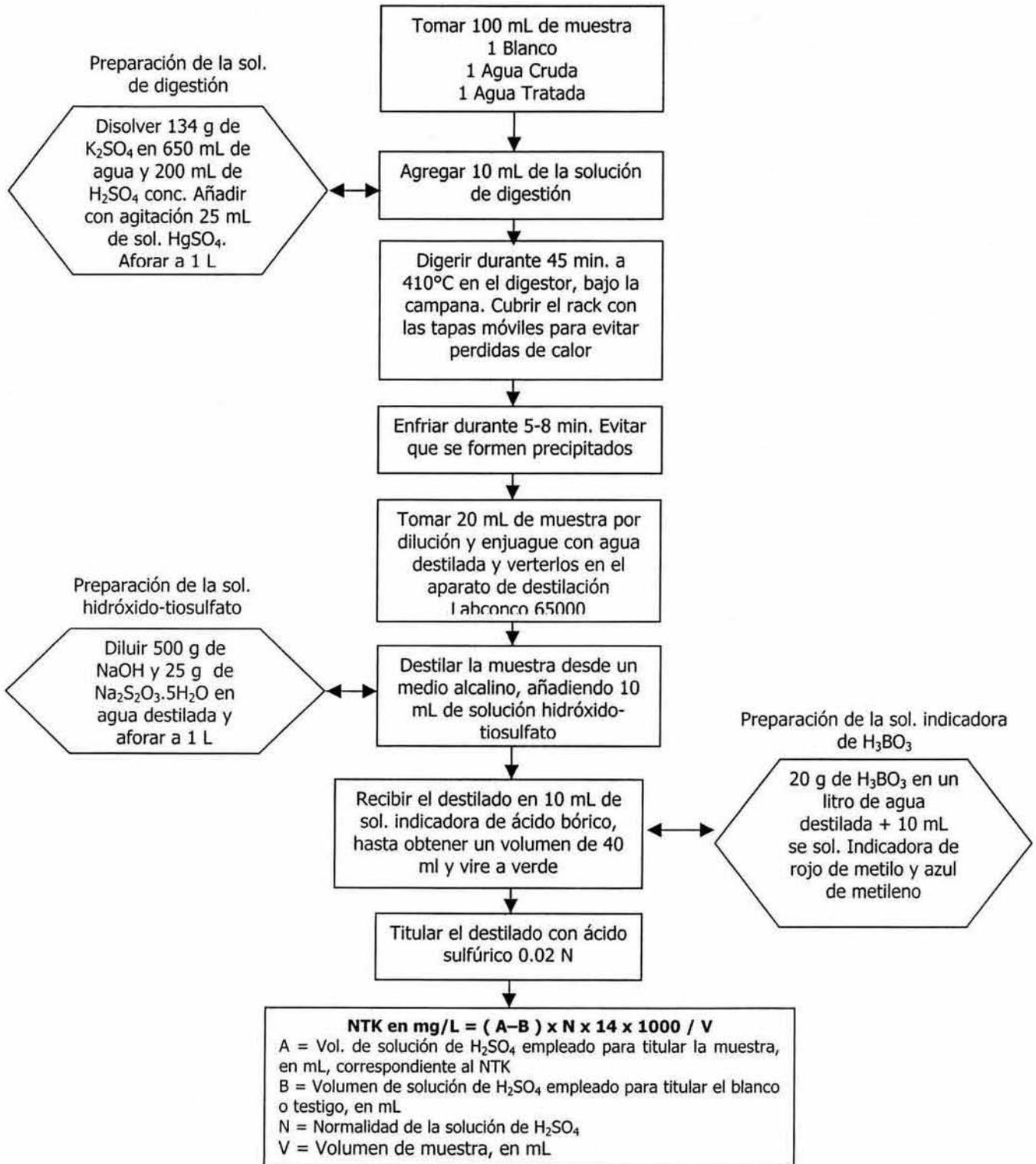
## COLOR



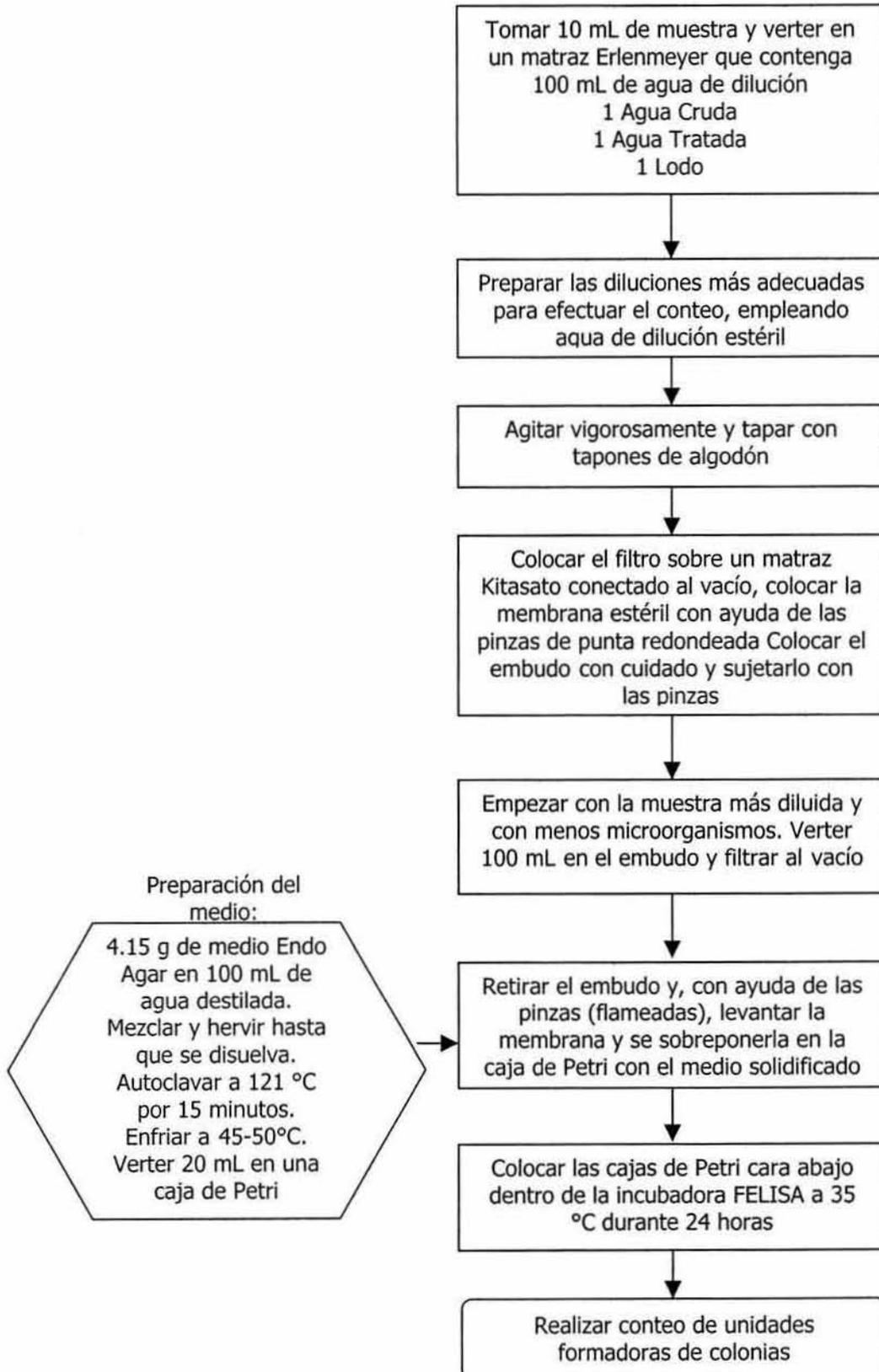
## SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES (SST) (APHA, 1992)



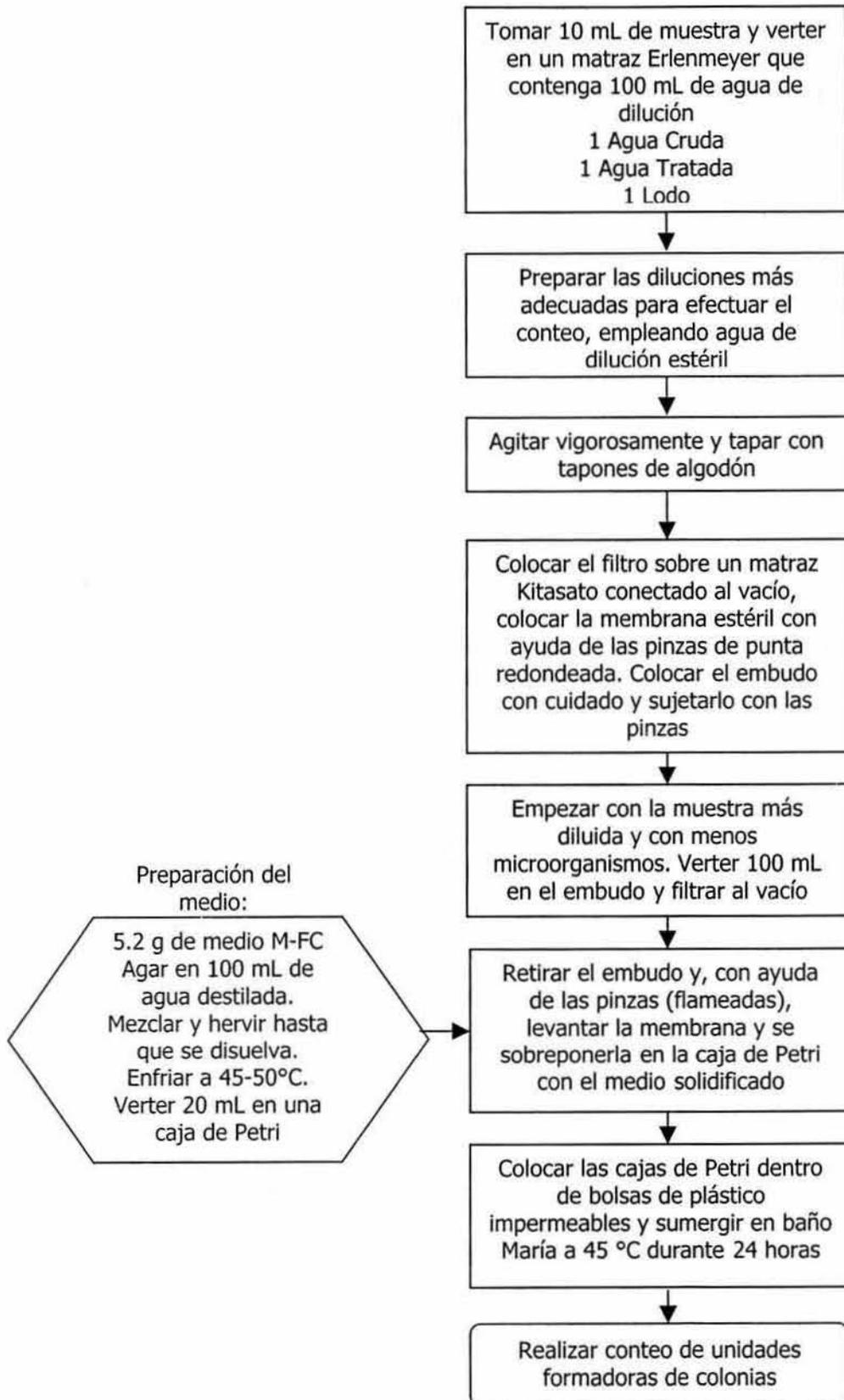
**NITRÓGENO TOTAL KJELDAHL (NTK)  
(APHA, 1992)**



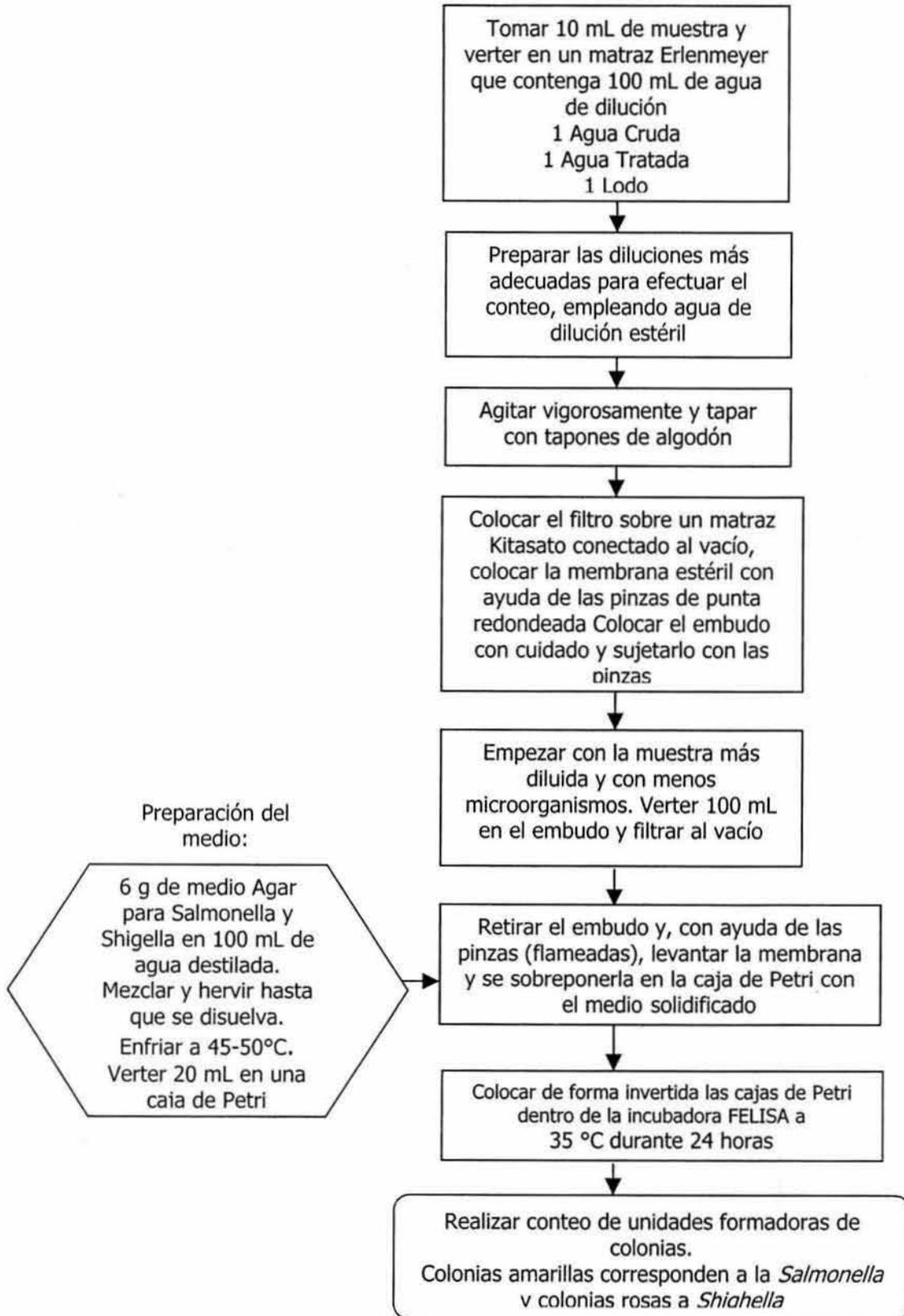
**COLIFORMES TOTALES (C. T.)**  
**(APHA, 1992; NMX-AA-102-1987)**



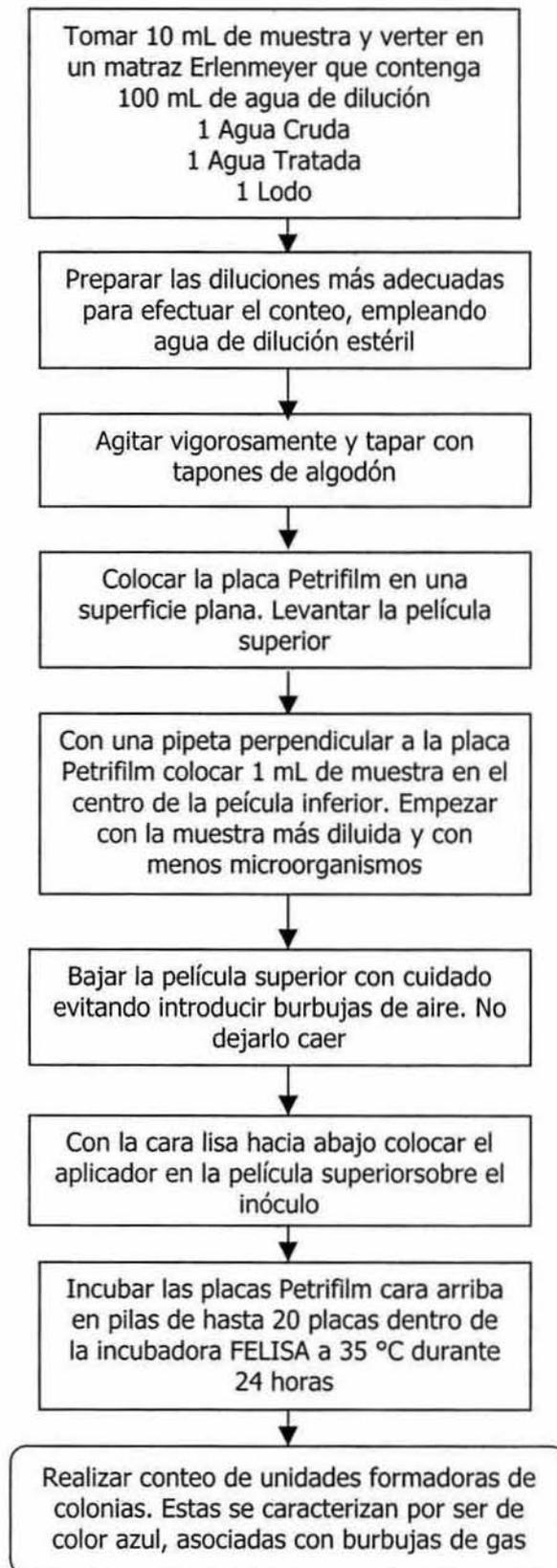
**COLIFORMES FECALES (C. F.)  
(APHA, 1992; NMX-AA-102-1987)**



**SALMONELLA Y SHIGELLA (SS)**  
(APHA, 1992; NMX-AA-102-1987)



# ESCHERICHIA COLI (E. C.) (Manual Petrifilm 3M)

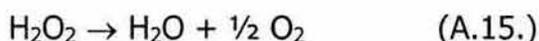
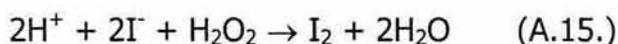


## PREPARACIÓN DE LA SOLUCIÓN INHIBITORIA (Bossman et al., 1998)

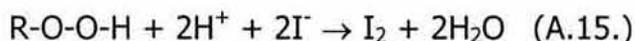
La solución inhibitoria se preparó con las siguientes soluciones:

- 0.1 mol/L  $\text{Na}_3\text{PO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$
- 0.1 mol/L KI
- 0.1 mol/L  $\text{Na}_2\text{SO}_3$

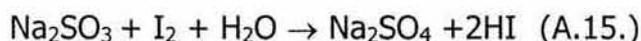
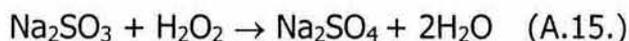
La adición del fosfato de sodio causa la precipitación de los iones de hierro al formarse un fosfato de hierro muy poco soluble. El yoduro de potasio origina la reducción del peróxido de hidrógeno según la reacción (A.15.1):



Además el yodo se encuentra en condiciones en las cuales puede reducir radicales peroxilo e hidroperoxilo:



Finalmente, el sulfito de sodio reduce al peróxido de hidrógeno según la reacción (A.15.4), así como al yodo producido en las reacciones (A.15.1) y (A.15.3) de acuerdo con la reacción (A.15.5):



Debe asegurarse la mezcla completa de esta solución con la muestra agitando vigorosamente y debe filtrarse para evitar cualquier daño o interferencia en los equipos de análisis.

# **ANEXO A2**

## **TABLAS DE RESULTADOS**

En la tabla A2.1. se incluyen los resultados para cada parámetro de calidad del agua en dos columnas identificando el agua cruda y el agua tratada por el método de Fenton proveniente de la PTARCU.

**Tala A2.1 Resultados de la caracterización del agua cruda y el agua tratada proveniente de la PTARCU.**

CARACTERISTICAS DEL AGUA PROVENIENTE DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE CU										
FECHA	TURBIEDAD (UNT)		COLOR (Pt-Co)		DQO (mg DQO/L)		Ph		SST (mg/L)	
	AGUA CRUDA	AGUA TRATADA	AGUA CRUDA	AGUA TRATADA	AGUA CRUDA	AGUA TRATADA	AGUA CRUDA	AGUA TRATADA	AGUA CRUDA	AGUA TRATADA
08/10/01	100	6.3	250	90	414	54	7.99	3.51		
09/10/01	110.8	6.2	270	70	380	54	8.72	3.51		
09/10/01	110.8	6	270	70	380	50	8.72	3.51		
10/10/01	99.65	7.1	180	80	428	45	8.56	3.54		
10/10/01	99.65	6.9	180	70	428	42	8.56	3.54		
11/10/01	95.2	7.55	220	80	429	49	7.63	3.51		
11/10/01	95.2	7.5	220	80	429	48	7.63	3.51		
12/10/01	100.26	6.41	220	80	401	49	8.21	3.55		
12/10/01	100.26	6.32	220	80	401	47	8.21	3.55		
13/10/01	99.57	5.3	190	70	417	50	8.34	3.54	436	66.23
14/10/01	99.57	5	190	70	417	51	8.34	3.54	436	66.23
15/10/01	105.3	5.1	200	90	394	49	8.56	3.51		
15/10/01	105.3	4.9	200	90	394	47	8.56	3.51		
16/10/01	107.54	6.79	240	90	449	42	7.72	3.56		
16/10/01	107.54	6.7	240	80	449	40	7.72	3.56		
17/10/01	91.58	7.66	190	90	459	49	7.85	3.55		
17/10/01	91.58	7.63	190	70	459	46	7.85	3.55		
18/10/01	90.23	7.01	220	50	463	49	8.92	3.57		
18/10/01	90.23	6.98	220	60	463	48	7.92	3.55		
19/10/01	100.2	6.18	250	70	394	48	8.25	3.54		
19/10/01	121.13	6.1	230	90	397	45	8.32	3.55		

Tabla A2.1. (CONTINUACIÓN)

CARACTERÍSTICAS DEL AGUA PROVENIENTE DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE CU										
FECHA	TURBIEDAD (UNT)		COLOR (Pt-Co)		DQO (mg DQO/L)		Ph		SST (mg/L)	
	AGUA CRUDA	AGUA TRATADA	AGUA CRUDA	AGUA TRATADA	AGUA CRUDA	AGUA TRATADA	AGUA CRUDA	AGUA TRATADA	AGUA CRUDA	AGUA TRATADA
20/10/01	121.13	5.36	230	90	397	55	8.32	3.55		
21/10/01	91.3	6.32	220	70	388	54	8.15	3.53		
22/10/01	91.3	5.55	220	70	388	50	8.15	3.53		
22/10/01	93.1	5.43	240	50	454	45	7.96	3.52		
23/10/01	93.1	6.83	240	90	454	53	7.96	3.52		
23/10/01	89.65	6.75	230	80	460	50	8.36	3.53		
24/10/01	89.65	7.6	230	70	460	51	8.36	3.53	457	42.84
24/10/01	92.6	7.5	250	60	380	49	8.82	3.51		
25/10/01	90.5	6.32	250	60	385	55	8.14	3.54		
25/10/01	100.8	6.2	200	60	391	48	8.65	3.53		
26/10/01	110.35	6.9	210	80	410	50	7.98	3.54		
26/10/01	110.35	5.3	210	80	413	48	8.35	3.52		
27/10/01	99.3	4.58	230	80	415	54	8.65	3.52		
28/10/01	99.3	4.45	230	70	415	57	8.65	3.52		
29/10/01	84.96	5.5	240	70	416	62	8.65	3.53		
29/10/01	120.25	5.45	240	90	420	59	8.54	3.55		
30/10/01	102.69	6.65	220	90	398	41	8.38	3.56	463	42.45
30/10/01	100.2	6.32	190	90	396	40	8.24	3.54		
31/10/01	110.3	6.3	190	90	392	50	8.37	3.52		
01/11/01	90.2	6	250	80	456	50	8.21	3.54		
02/11/01	95.6	6.21	220	80	370	49	7.85	3.52		
05/11/01	100.36	6.12	200	100	386	45	8.54	3.56		
06/11/01	90.9	6.42	210	100	397	50	8.67	3.51		
06/11/01	95.1	6.22	230	90	469	40	8.95	3.56		
07/11/01	92.69	6.41	200	70	374	59	8.34	3.55		
07/11/01	98.5	6.33	200	70	384	60	7.98	3.53		

Tabla A2.1. (CONTINUACION)

CARACTERISTICAS DEL AGUA PROVENIENTE DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE CU										
FECHA	TURBIEDAD (UNT)		COLOR (Pt-Co)		DQO (mg DQO/L)		Ph		SST (mg/L)	
	AGUA CRUDA	AGUA TRATADA	AGUA CRUDA	AGUA TRATADA	AGUA CRUDA	AGUA TRATADA	AGUA CRUDA	AGUA TRATADA	AGUA CRUDA	AGUA TRATADA
08/11/01	99.48	5.88	220	90	381	56	8.76	3.54	473	43.2
09/11/01	100.65	5.79	250	90	390	58	8.62	3.55		
12/11/01	105.36	5.14	240	80	396	60	8.57	3.51		
13/11/01	110.63	5.21	210	80	389	59	8.71	3.54		
14/11/01	122.68	5.4	200	90	396	57	8.62	3.56		
15/11/01	120.87	7.1	200	90	383	50	8.74	3.53		
16/11/01	121.98	6.74	210	90	394	55	8.81	3.52		
21/11/01	110.32	6.61	230	90	400	51	8.32	3.53		
24/10/01	105.28	6.35	210	90	410	53	8.21	3.55		
26/11/01	110.25	5.8	220	70	420	50	8.14	3.51		
27/11/01	100.34	6.2	240	70	420	51	8.2	3.54	456.91	43.51
28/11/01	101.65	5.95	220	70	410	57	8.21	3.56		
29/11/01	96.32	4.38	200	80	410	47	8.23	3.51		
30/11/01	98.45	5.27	200	80	400	49	8.21	3.55		
03/12/01	97.68	4.84	240	90	398	55	8.46	3.51		
04/12/01	98.52	5.06	220	90	395	41	8.8	3.54		
05/12/01	99.3	5.9	210	70	397	45	8.65	3.57		
06/12/01	100	5.63	210	70	399	47	8.55	3.59		
07/12/01	99.65	5.38	250	70	410	43	8.15	3.52		
08/12/01	101.32	5.93	210	80	410	52	8.1	3.56		
10/12/01	110.32	5.9	220	80	420	48	8.36	3.54		
11/12/01	105.69	6.5	230	90	430	46	8.32	3.52		
12/12/01	104.87	6.5	220	90	430	47	8.46	3.54		
13/12/01	110.5	6	210	90	420	39	8.44	3.53		
14/12/01	111.2	6.2	210	100	420	40	8.41	3.51		
PROMEDIO	101.65	6.11541667	220.138	79.583333	411.680	49.75	8.345	3.53541667	457.182	47.646

En la tabla A2.2. se incluyen para cada parámetro los resultados de calidad del agua dos columnas identificando el agua cruda y el agua tratada por el método de Fenton de la mezcla GC y RCh.

**Tala A2.2 Resultados de la caracterización del agua cruda y el agua tratada de la mezcla GC y RCh.**

CARACTERISTICAS DE LA MEZCLA DE LA MEZCLA GC Y RCH										
MUESTRA	TURBIEDAD (UNT)		COLOR (Pt-Co)		DQO (mg DQO/L)		Ph		SST (mg/L)	
	AGUA CRUDA	AGUA TRATADA	AGUA CRUDA	AGUA TRATADA	AGUA CRUDA	AGUA TRATADA	AGUA CRUDA	AGUA TRATADA	AGUA CRUDA	AGUA TRATADA
1	190	5	384	20	684	69.5	7.62	3.52	593.21	53.4
2	185	4.1	462	60	721	72.1	7.71	3.52	615.84	55.4
3	242	6.5	415	40	736	78.6	7.95	3.53	620.67	51.98
4	136.2	4	397	30	650	65	7.45	3.51	626.58	52.37
PROMEDIO	188.3	4.9	414.5	37.5	697.75	71.3	7.6825	3.52	614.075	53.2875

En las tablas A2.3 y A2.4 se encuentran los resultados obtenidos del agua tratada del GC y RCh así como los de la PTARCU para determinar la mejor relación de reactivos de Fenton así como los porcentajes de remoción para cada parámetro.

**Tala A2.3 Características del agua tratada del Gran Canal y Río Churubusco para determinar la mejor relación de reactivos de Fenton**

RESULTADOS PARA DETERMINAR LA MEJOR RELACIÓN DE REACTIVOS DE FENTON PARA TRATAR EL AGUA DE GC Y RCh.												
PRUEBA	PH	RELACIÓN	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> (mg /L)	FE <sup>2+</sup> (mg /L)	DQO (mg O <sub>2</sub> /L)	% DQO	TURBIEDAD (UTN)	%TURBIEDAD	COLOR (PT-CO)	% COLOR	SST (Mg /L)	% SST
1	3.54	0.5 : 1	15	30	170.39	75.58	4.15	75.58	35	91.56	79.3	87.09
2	3.51	1:1	30	30	95.79	86.27	2.45	98.70	15	96.38	55.4	90.98
3	3.54	1.5:1	45	30	105.35	84.90	4.2	97.77	15	96.38	57	90.72
4	3.56	3:1	90	30	99.61	85.72	2.15	98.86	5	98.79	54.6	91.11
5	3.52	5:1	150	30	96.74	86.14	2.35	98.75	20	95.17	56.7	90.77
6	3.54	9:1	270	30	98.66	85.86	2	98.94	15	96.38	54.2	91.17
Agua Cruda					697.75		188.3		414.5		614.075	

**Tala A2.4 Tabla A2.4 Características del agua tratada proveniente de la PTARCU para determinar la mejor relación de reactivos de Fenton**

RESULTADOS PARA DETERMINAR LA MEJOR RELACIÓN DE REACTIVOS DE FENTON PARA TRATAR EL AGUA DE LA PTARCU.												
PRUEBA	PH	RELACIÓN	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> (mg /L)	FE <sup>2+</sup> (mg /L)	DQO (mg O <sub>2</sub> /L)	% DQO	TURBIEDAD (UTN)	%TURBIEDAD	COLOR (PT-CO)	% COLOR	SST (Mg /L)	% SST
1	3.54	0.5:1	15	30	132	67.88	5	95.05	30	86.36	62.8	86.26
2	3.51	01:01	30	30	96.1	76.62	3.5	96.53	6	97.27	52.4	88.53
3	3.54	1.5:1	45	30	100.54	75.54	4.3	95.74	10	95.45	51.9	88.64
4	3.56	03:01	90	30	99.7	75.74	3.15	96.88	9	95.91	45.5	90.04
5	3.52	05:01	150	30	110.64	73.08	2.8	97.23	21	90.45	54.7	88.03
6	3.54	09:01	270	30	97.83	76.20	2.53	97.50	7	96.82	44.3	90.31
Agua Cruda					411		101		220		457	

En la tablas A2.5 y A2.6 se encuentran los resultados obtenidos del agua tratada del GC y RCh así como los de la PTARCU para determinar la mejor dosis de reactivos de Fenton con una relación 1:1; así como los porcentajes de remoción para cada parámetro.

**Tala A2.5 Características del agua tratada del Gran Canal y Río Churubusco para determinar la mejor dosis de reactivos de Fenton**

RESULTADOS PARA DETERMINAR LA MEJOR DOSIS DE REACTIVOS DE FENTON PARA TRATAR EL AGUA DE GC Y RCh.												
PRUEBA	PH	RELACIÓN	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> (mg /L)	FE <sup>2+</sup> (mg /L)	DQO (mg O <sub>2</sub> /L)	% DQO	TURBIEDAD (UTN)	%TURBIEDAD	COLOR (PT-CO)	% COLOR	SST (Mg /L)	% SST
1	3.55	1:1	10	10	145.21	79.19	6.9	96.34	73	82.39	69.79	88.63
2	3.57	1:1	20	20	87.3	87.49	4.21	97.76	4	99.03	47.21	92.31
3	3.54	1:1	25	25	71.38	89.77	1.2	99.36	0	100	43.65	92.89
4	3.56	1:1	30	30	72.87	89.56	1	99.47	0	100	43.27	92.95
5	3.55	1:1	35	35	81.25	88.36	1.1	99.42	0	100	43.46	92.92
6	3.55	1:1	40	40	74.31	89.35	1	99.47	0	100	47.81	92.21
Agua Cruda					697.75		188.3		414.5		614.075	

**Tala A2.6 Características del agua tratada de la PTARCU para determinar la mejor dosis de reactivos de Fenton**

RESULTADOS PARA DETERMINAR LA MEJOR DOSIS DE REACTIVOS DE FENTON PARA TRATAR EL AGUA DE LA PTARCU.												
PRUEBA	PH	RELACIÓN	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> (mg /L)	FE <sup>2+</sup> (mg /L)	DQO (mg O <sub>2</sub> /L)	% DQO	TURBIEDAD (UTN)	%TURBIEDAD	COLOR (PT-CO)	% COLOR	SST (Mg /L)	% SST
1	3.55	1:1	12	12	173.61	57.76	9.83	90.27	60	72.73	65.2	85.73
2	3.57	1:1	15	15	143.76	65.02	8.97	91.12	60	72.73	43.8	90.42
3	3.54	1:1	18	18	89.57	78.21	6.2	93.86	0	100	42.7	90.66
4	3.56	1:1	25	25	46.29	88.74	4.93	95.12	0	100	39.4	91.38
5	3.55	1:1	30	30	51.83	87.39	5	95.05	0	100	38.6	91.55
6	3.55	1:1	35	35	49.21	88.03	4.68	95.37	0	100	38.5	91.58
Agua Cruda					411		101		220		457	

Las tablas A2.7 y A2.8 muestran los resultados en la pruebas de remoción de NTK para el agua del GC y RCh así como para el agua de la PTARCU respectivamente.

**Tala A2.7 Resultados de remoción de NTK en el agua residual del GC y RCh.**

CORRIDA	NITROGENO TOTAL KJELDAHL	NITROGENO TOTAL KJELDAHL	PORCENTAJE DE REMOCIÓN
	Agua residual	Agua tratada	%
1	54.3	9	83.4
2	55.6	9.2	83.5
3	53.8	9.4	82.5
4	56.2	10.3	81.7
Promedio	55.0	9.48	82.8

**Tala A2.8 Resultados de remoción de NTK en el agua residual de la PTARCU.**

CORRIDA	NITROGENO TOTAL KJELDAHL	NITROGENO TOTAL KJELDAHL	PORCENTAJE DE REMOCIÓN
	Agua residual	Agua tratada	%
1	48.5	8.6	82.3
2	54.8	8.1	85.2
3	55.3	8.3	85.0
4	49.6	9	81.9
Promedio	52.05	8.50	83.6

En la tabla A2.9 se presentan los resultados obtenidos en las pruebas microbiológicas para el agua cruda y tratada por método de Fenton; del GC y RCh así como para el agua de la PTARCU respectivamente.

**Tala A2.9 Resultados de las pruebas microbiológicas para el agua cruda y tratada con método de Fentón, del GC y RCh y de la PTARCU.**

GC Y RCH			PTARCU		
COLIFORMES TOTALES			COLIFORMES TOTALES		
Corrida	Agua Residual	Agua Tratada	Corrida	Agua Residual	Agua Tratada
	(UFC)	(UFC)		(UFC)	(UFC)
1	1.65x10 <sup>8</sup>	0	1	1.50x10 <sup>8</sup>	0
2	1.50x10 <sup>8</sup>	0	2	2.00x10 <sup>8</sup>	0
3	1.95x10 <sup>8</sup>	0	3	1.30x10 <sup>8</sup>	0
Promedio	1.70x10 <sup>8</sup>	0	Promedio	1.60x10 <sup>8</sup>	0
COLIFORMES FECALES			COLIFORMES FECALES		
Corrida	Agua Residual	Agua Tratada	Corrida	Agua Residual	Agua Tratada
	(UFC)	(UFC)		(UFC)	(UFC)
1	6.00x10 <sup>7</sup>	0	1	7.49x10 <sup>6</sup>	0
2	5.10x10 <sup>7</sup>	0	2	6.50x10 <sup>6</sup>	0
3	4.80x10 <sup>7</sup>	0	3	6.20x10 <sup>6</sup>	0
Promedio	5.30x10 <sup>7</sup>	0	Promedio	6.73x10 <sup>6</sup>	0
SALMONELLA			SALMONELLA		
Corrida	Agua Residual	Agua Tratada	Corrida	Agua Residual	Agua Tratada
	(UFC)	(UFC)		(UFC)	(UFC)
1	8.58x10 <sup>6</sup>	0	1	6.30x10 <sup>7</sup>	0
2	9.20x10 <sup>6</sup>	0	2	7.20x10 <sup>7</sup>	0
3	8.80x10 <sup>6</sup>	0	3	7.95x10 <sup>7</sup>	0
Promedio	8.86x10 <sup>6</sup>	0	Promedio	7.15x10 <sup>7</sup>	0
SHIGELLA			SHIGELLA		
Corrida	Agua Residual	Agua Tratada	Corrida	Agua Residual	Agua Tratada
	(UFC)	(UFC)		(UFC)	(UFC)
1	7.52x10 <sup>7</sup>	0	1	4.20x10 <sup>7</sup>	0
2	5.70x10 <sup>7</sup>	0	2	5.30x10 <sup>7</sup>	0
3	6.40x10 <sup>7</sup>	0	3	4.57x10 <sup>7</sup>	0
Promedio	6.54x10 <sup>7</sup>	0	Promedio	4.69x10 <sup>7</sup>	0
ESCHERICHIA COLI			ESCHERICHIA COLI		
Corrida	Agua Residual	Agua Tratada	Corrida	Agua Residual	Agua Tratada
	(UFC)	(UFC)		(UFC)	(UFC)
1	3.00x10 <sup>5</sup>	0	1	2.21x10 <sup>5</sup>	0
2	2.60x10 <sup>5</sup>	0	2	2.00x10 <sup>5</sup>	0
3	3.40x10 <sup>5</sup>	0	3	1.70x10 <sup>5</sup>	0
Promedio	3.00x10 <sup>5</sup>	0	Promedio	1.97x10 <sup>5</sup>	0

En las Tablas A2.10 y A2.11 se presentan los resultados para las isothermas de adsorción de Freundlich y Langmuir respectivamente.

**Tala A2.10 Resultados obtenidos para la isoterma de Freundlich**

ISOTERMA DE FREUNDLICH							
MUESTRA	VOLUMEN (L)	W (g)	Co (mgDQO/L)	Ce (mgDQO/L)	Ln Ce	qe =(Co-C)*V/W	Ln qe
1	0.25	0.025	60	33	3.49984	998.26	6.9060137
2	0.25	0.05	60	43	3.74997	1196	7.0867379
3	0.25	0.075	60	49	3.89995	1275.23	7.1508818
4	0.25	0.125	60	52	3.95814	1350.21	7.2080154
5	0.25	0.175	62	56	4.02963	1390.14	7.2371597
6	0.25	0.25	60	59	4.07618	1456	7.2834482

**Tala A2.11 Resultados obtenidos para la isoterma de Langmuir**

ISOTERMA DE LANGMUIR						
MUESTRA	VOLUMEN (L)	W (g)	Co(mgDQO/L)	Ce(mgDQO/L)	qe	Ce/qe
1	0.25	0.025	60	33	998.26	0.03316771
2	0.25	0.05	60	43	1196	0.03555184
3	0.25	0.075	60	49	1275.23	0.03873811
4	0.25	0.125	60	52	1350.21	0.03877915
5	0.25	0.175	62	56	1390.14	0.04045636
6	0.25	0.25	60	59	1456.28	0.04045925

En las tablas A2.12, A2.13 y A2.14 se presentan los resultados obtenidos para cada parámetro DQO, Turbiedad y Color; con el efluente del método de Fenton; (Agua de la PTARCU) tratado en las columnas de carbón activado con y sin actividad biológica.

**Tala A2.12 Resultados de DQO en las columnas empacadas con carbón abiótico y biótico**

RESULTADOS DE DQO EN LAS COLUMNAS DE CARBÓN										
FECHA	DIAS	HORA	TIEMPO (MIN)	VOLUMEN (L)	CARBÓN ABIÓTICO			CARBÓN BIÓTICO		
					DQOi mg /L	DQOf mg /L	DQOf/DQOi	DQOi mg /L	DQOf mg /L	DQOf/DQOi
08/10/01	0	19:40	40	0.104	54	0	0	54	0	0
09/10/01	1	10:10	910	2.366	54	0	0	54	0	0
09/10/01	1	15:00	1200	3.12	50	0	0	50	0	0
10/10/01	2	09:00	2280	5.928	45	0	0	45	0	0
10/10/01	2	16:10	2710	7.046	42	0	0	42	0	0
11/10/01	3	09:00	3720	9.672	49	0	0	49	0	0
11/10/01	3	15:00	4080	10.608	48	0	0	48	0	0
12/10/01	4	10:15	5235	13.611	49	0	0	49	0	0
12/10/01	4	14:15	5475	14.235	47	0	0	47	0	0
13/10/01	5	09:00	6600	17.16	50	0	0	50	0	0
14/10/01	6	08:10	7990	20.774	51	0	0	51	0	0
15/10/01	7	09:35	9515	24.739	49	0	0	49	0	0
15/10/01	7	14:40	9820	25.532	47	0	0	47	0	0
16/10/01	8	08:00	10860	28.236	42	2	0.04761905	42	0	0
16/10/01	8	14:00	11220	29.172	43	2	0.04651163	43	0	0
17/10/01	9	09:10	12370	32.162	42	2	0.04761905	42	0	0
17/10/01	9	14:50	12710	33.046	46	4	0.08695652	46	0	0
18/10/01	10	09:10	13810	35.906	49	7	0.14285714	49	0	0
18/10/01	10	15:00	14160	36.816	48	8	0.16666667	48	0	0
19/10/01	11	09:00	15240	39.624	48	9	0.1875	48	0	0
19/10/01	11	12:50	15470	40.222	45	8	0.17777778	45	1	0.022222222
20/10/01	12	09:00	16680	43.368	55	11	0.2	55	2	0.036363636

Tabla A2.12 (CONTINUACIÓN)

RESULTADOS DE DQO EN LAS COLUMNAS DE CARBÓN										
FECHA	DIAS	HORA	TIEMPO (MIN)	VOLUMEN (L)	CARBÓN ABIÓTICO			CARBÓN BIÓTICO		
					DQOi mg /L	DQOf mg /L	DQOf/DQOi	DQOi mg /L	DQOf mg /L	DQOf/DQOi
21/10/01	13	08:10	18070	46.982	54	11	0.2037037	54	2	0.037037037
22/10/01	14	10:00	19620	51.012	50	12	0.24	50	2	0.040000000
22/10/01	14	14:05	19865	51.649	45	11	0.244444444	45	3	0.066666667
23/10/01	15	08:00	20940	54.444	53	14	0.26415094	53	5	0.094339623
23/10/01	15	14:30	21330	55.458	50	13	0.26	50	5	0.100000000
24/10/01	16	08:30	22410	58.266	51	14	0.2745098	51	6	0.117647059
24/10/01	16	15:10	22810	59.306	49	15	0.30612245	49	6	0.122448980
25/10/01	17	10:45	23985	62.361	55	18	0.32727273	55	8	0.145454545
25/10/01	17	16:20	24320	63.232	48	17	0.35416667	48	8	0.166666667
26/10/01	18	08:45	25305	65.793	50	19	0.38	50	10	0.200000000
26/10/01	18	16:15	25755	66.963	48	19	0.395833333	48	10	0.208333333
27/10/01	19	08:45	26745	69.537	54	22	0.40740741	54	12	0.222222222
28/10/01	20	09:00	28200	73.32	57	24	0.42105263	57	13	0.228070175
29/10/01	21	08:00	29580	76.908	62	27	0.43548387	62	16	0.258064516
29/10/01	21	14:30	29970	77.922	59	27	0.45762712	59	17	0.288135593
30/10/01	22	08:20	31040	80.704	41	20	0.48780488	41	12	0.292682927
30/10/01	22	15:00	31440	81.744	40	20	0.5	40	12	0.300000000
31/10/01	23	10:40	32620	84.812	50	24	0.48	50	16	0.320000000
01/11/01	24	09:00	33960	88.296	50	25	0.5	50	17	0.340000000
02/11/01	25	10:00	35460	92.196	49	25	0.51020408	49	18	0.367346939
05/11/01	28	09:00	39720	103.272	45	23	0.511111111	45	17	0.377777778
06/11/01	29	08:30	41130	106.938	50	27	0.54	50	20	0.400000000
06/11/01	29	13:00	41400	107.64	40	22	0.55	40	16	0.400000000
07/11/01	30	10:00	42660	110.916	59	33	0.55932203	59	25	0.423728814
07/11/01	30	17:00	43080	112.008	60	34	0.56666667	60	24	0.400000000
08/11/01	31	10:00	44100	114.66	56	32	0.57142857	56	24	0.428571429

Tabla A2.12 (Continuación)

RESULTADOS DE DQO EN LAS COLUMNAS DE CARBÓN										
FECHA	DIAS	HORA	TIEMPO (MIN)	VOLUMEN (L)	CARBÓN ABIÓTICO			CARBÓN BIÓTICO		
					DQOi mg /L	DQOf mg /L	DQOf/DQOi	DQOi mg /L	DQOf mg /L	DQOf/DQOi
09/11/01	32	09:00	45480	118.248	58	34	0.5862069	58	26	0.448275862
12/11/01	35	07:00	49680	129.168	60	39	0.65	60	28	0.466666667
13/11/01	36	08:00	51180	133.068	59	39	0.66101695	59	28	0.474576271
14/11/01	37	08:30	52650	136.89	57	39	0.68421053	57	28	0.491228070
15/11/01	38	09:00	54120	140.712	50	35	0.7	50	25	0.500000000
16/11/01	39	08:30	55530	144.378	55	41	0.74545455	55	28	0.509090909
21/11/01	40	08:00	57000	148.2	51	39	0.76470588	51	27	0.529411765
24/10/01	41	07:00	58380	151.788	53	42	0.79245283	53	29	0.547169811
26/11/01	42	08:00	59880	155.688	50	41	0.82	50	28	0.560000000
27/11/01	43	08:00	61320	159.432	51	42	0.82352941	51	28	0.549019608
28/11/01	44	08:20	62780	163.228	57	48	0.84210526	57	33	0.578947368
29/11/01	45	08:00	64200	166.92	47	40	0.85106383	47	28	0.595744681
30/11/01	46	09:00	65700	170.82	49	42	0.85714286	49	30	0.612244898
03/12/01	49	08:00	69960	181.896	55	48	0.87272727	55	35	0.636363636
04/12/01	50	07:50	71390	185.614	41	37	0.90243902	41	27	0.658536585
05/12/01	51	08:20	72860	189.436	45	41	0.91111111	45	31	0.688888889
06/12/01	52	08:00	74280	193.128	47	43	0.91489362	47	33	0.702127660
07/12/01	53	09:00	75780	197.028	43	40	0.93023256	43	31	0.720930233
08/12/01	54	09:00	77220	200.772	52	49	0.94230769	52	40	0.769230769
10/12/01	55	08:10	78610	204.386	48	46	0.95833333	48	38	0.791666667
11/12/01	56	08:00	80040	208.104	46	44	0.95652174	46	37	0.804347826
12/12/01	57	08:05	81485	211.861	47	45	0.95744681	47	38	0.808510638
13/12/01	58	08:00	82920	215.592	39	37	0.94871795	39	32	0.820512821
14/12/01	59	08:30	84390	219.414	40	39	0.975	40	33	0.825000000

**Tala A2.13 Resultados de Turbiedad en las columnas empacadas con carbón abiótico y biótico**

RESULTADOS DE TURBIEDAD EN LAS COLUMNAS DE CARBÓN										
FECHA	DIAS	HORA	TIEMPO (MIN)	VOLUMEN (L)	CARBÓN ABIÓTICO			CARBÓN BIÓTICO		
					Ti (UTN)	Tf (UTN)	Tf/Ti	Ti (UTN)	Tf (UTN)	Tf/Ti
08/10/01	0	19:40	40	0.104	6.3	0	0	6.3	0	0
09/10/01	1	10:10	910	2.366	6.2	0	0	6.2	0	0
09/10/01	1	15:00	1200	3.12	6	0	0	6	0	0
10/10/01	2	09:00	2280	5.928	7.1	0	0	7.1	0	0
10/10/01	2	16:10	2710	7.046	6.9	0	0	6.9	0	0
11/10/01	3	09:00	3720	9.672	7.55	0	0	7.55	0	0
11/10/01	3	15:00	4080	10.608	7.5	0	0	7.5	0	0
12/10/01	4	10:15	5235	13.611	6.41	0	0	6.41	0	0
12/10/01	4	14:15	5475	14.235	6.32	0	0	6.32	0	0
13/10/01	5	09:00	6600	17.16	5.3	0	0	5.3	0	0
14/10/01	6	08:10	7990	20.774	5	0	0	5	0	0
15/10/01	7	09:35	9515	24.739	5.1	0	0	5.1	0	0
15/10/01	7	14:40	9820	25.532	4.9	0	0	4.9	0	0
16/10/01	8	08:00	10860	28.236	6.79	0.33	0.04860088	6.79	0	0
16/10/01	8	14:00	11220	29.172	6.7	0.33	0.04925373	6.7	0	0
17/10/01	9	09:10	12370	32.162	7.66	0.38	0.04960836	7.66	0	0
17/10/01	9	14:50	12710	33.046	7.63	0.66	0.08650066	7.63	0	0
18/10/01	10	09:10	13810	35.906	7.01	1.05	0.14978602	7.01	0	0
18/10/01	10	15:00	14160	36.816	6.98	1.14	0.16332378	6.98	0	0
19/10/01	11	09:00	15240	39.624	6.18	1.14	0.18446602	6.18	0	0
19/10/01	11	12:50	15470	40.222	6.1	1.06	0.17377049	6.1	0	0
20/10/01	12	09:00	16680	43.368	5.36	1.05	0.19589552	5.36	0.175	0.032649254
21/10/01	13	08:10	18070	46.982	6.32	1.26	0.19936709	6.32	0.31	0.049050633
22/10/01	14	10:00	19620	51.012	5.55	1.28	0.23063063	5.55	0.28	0.050450450
22/10/01	14	14:05	19865	51.649	5.43	1.33	0.24493554	5.43	0.35	0.064456722
23/10/01	15	08:00	20940	54.444	6.83	1.84	0.26939971	6.83	0.62	0.090775988

Tabla A2.13 (Continuación)

RESULTADOS DE TURBIEDAD EN LAS COLUMNAS DE CARBÓN										
FECHA	DIAS	HORA	TIEMPO (MIN)	VOLUMEN (L)	CARBÓN ABIÓTICO			CARBÓN BIÓTICO		
					Ti (UTN)	Tf (UTN)	Tf/Ti	Ti (UTN)	Tf (UTN)	Tf/Ti
23/10/01	15	14:30	21330	55.458	6.75	1.82	0.26962963	6.75	0.74	0.109629630
24/10/01	16	08:30	22410	58.266	7.6	2.17	0.28552632	7.6	0.94	0.123684211
24/10/01	16	15:10	22810	59.306	7.5	2.33	0.31066667	7.5	1	0.133333333
25/10/01	17	10:45	23985	62.361	6.32	2.09	0.3306962	6.32	0.99	0.156645570
25/10/01	17	16:20	24320	63.232	6.2	2.18	0.3516129	6.2	1.11	0.179032258
26/10/01	18	08:45	25305	65.793	6.9	2.56	0.37101449	6.9	1.40	0.202898551
26/10/01	18	16:15	25755	66.963	5.3	2.09	0.39433962	5.3	1.10	0.207547170
27/10/01	19	08:45	26745	69.537	4.58	1.83	0.39956332	4.58	1.03	0.224890830
28/10/01	20	09:00	28200	73.32	4.45	1.87	0.42022472	4.45	1.05	0.235955056
29/10/01	21	08:00	29580	76.908	5.5	2.43	0.44181818	5.5	1.45	0.263636364
29/10/01	21	14:30	29970	77.922	5.45	2.50	0.4587156	5.45	1.58	0.289908257
30/10/01	22	08:20	31040	80.704	6.65	3.20	0.48120301	6.65	2.00	0.300751880
30/10/01	22	15:00	31440	81.744	6.32	3.10	0.49050633	6.32	2.00	0.316455696
31/10/01	23	10:40	32620	84.812	6.3	3.02	0.47936508	6.3	2.10	0.333333333
01/11/01	24	09:00	33960	88.296	6	3.01	0.50166667	6	2.00	0.333333333
02/11/01	25	10:00	35460	92.196	6.21	3.11	0.50080515	6.21	2.30	0.370370370
05/11/01	28	09:00	39720	103.272	6.12	3.12	0.50980392	6.12	2.40	0.392156863
06/11/01	29	08:30	41130	106.938	6.42	3.40	0.52959502	6.42	2.60	0.404984424
06/11/01	29	13:00	41400	107.64	6.22	3.42	0.54983923	6.22	2.55	0.409967846
07/11/01	30	10:00	42660	110.916	6.41	3.59	0.5600624	6.41	2.70	0.421216849
07/11/01	30	17:00	43080	112.008	6.33	3.61	0.57030016	6.33	2.55	0.402843602
08/11/01	31	10:00	44100	114.66	5.88	3.37	0.57312925	5.88	2.60	0.442176871
09/11/01	32	09:00	45480	118.248	5.79	3.42	0.59067358	5.79	2.65	0.457685665
12/11/01	35	07:00	49680	129.168	5.14	3.29	0.64007782	5.14	2.45	0.476653696
13/11/01	36	08:00	51180	133.068	5.21	3.44	0.66026871	5.21	2.55	0.489443378
14/11/01	37	08:30	52650	136.89	5.4	3.67	0.67962963	5.4	2.70	0.500000000

Tabla A2.13 (Continuación)

RESULTADOS DE TURBIEDAD EN LAS COLUMNAS DE CARBÓN										
FECHA	DIAS	HORA	TIEMPO (MIN)	VOLUMEN (L)	CARBÓN ABIÓTICO			CARBÓN BIÓTICO		
					Ti (UTN)	Tf (UTN)	Tf/Ti	Ti (UTN)	Tf (UTN)	Tf/Ti
15/11/01	38	09:00	54120	140.712	7.1	4.98	0.70140845	7.1	3.65	0.514084507
16/11/01	39	08:30	55530	144.378	6.74	4.99	0.74035608	6.74	3.50	0.519287834
21/11/01	40	08:00	57000	148.2	6.61	5.02	0.75945537	6.61	3.50	0.529500756
24/10/01	41	07:00	58380	151.788	6.35	5.03	0.79212598	6.35	3.5	0.551181102
26/11/01	42	08:00	59880	155.688	5.8	4.73	0.81551724	5.8	3.25	0.560344828
27/11/01	43	08:00	61320	159.432	6.2	5.12	0.82580645	6.2	3.40	0.548387097
28/11/01	44	08:20	62780	163.228	5.95	4.97	0.83529412	5.95	3.45	0.579831933
29/11/01	45	08:00	64200	166.92	4.38	3.70	0.84474886	4.38	2.62	0.598173516
30/11/01	46	09:00	65700	170.82	5.27	4.51	0.85578748	5.27	3.21	0.609108159
03/12/01	49	08:00	69960	181.896	4.84	4.21	0.86983471	4.84	3.05	0.630165289
04/12/01	50	07:50	71390	185.614	5.06	4.55	0.89920949	5.06	3.35	0.662055336
05/12/01	51	08:20	72860	189.436	5.9	5.37	0.91016949	5.9	4.10	0.694915254
06/12/01	52	08:00	74280	193.128	5.63	5.15	0.91474245	5.63	4.00	0.710479574
07/12/01	53	09:00	75780	197.028	5.38	4.95	0.92007435	5.38	3.95	0.734200743
08/12/01	54	09:00	77220	200.772	5.93	5.49	0.92580101	5.93	4.40	0.741989882
10/12/01	55	08:10	78610	204.386	5.9	5.49	0.93050847	5.9	4.6	0.779661017
11/12/01	56	08:00	80040	208.104	6.5	6.05	0.93076923	6.5	5.20	0.800000000
12/12/01	57	08:05	81485	211.861	6.5	6.05	0.93076923	6.5	5.25	0.807692308
13/12/01	58	08:00	82920	215.592	6	5.55	0.925	6	4.95	0.825000000
14/12/01	59	08:30	84390	219.414	6.2	5.71	0.92096774	6.2	5.10	0.822580645

**Tala A2.14 Resultados de Color en las columnas empacadas con carbón abiótico y biótico**

RESULTADOS DE COLOR EN LAS COLUMNAS DE CARBÓN										
FECHA	DIAS	HORA	TIEMPO (MIN)	VOLUMEN (L)	CARBÓN ABIÓTICO			CARBÓN BIÓTICO		
					Colori (Pt-Co)	Colorf (Pt-Co)	Colorf/Colori	Colori (Pt-Co)	Colorf (Pt-Co)	Colorf/Colori
08/10/01	0	19:40	40	0.104	90	0	0	90	0	0
09/10/01	1	10:10	910	2.366	70	0	0	70	0	0
09/10/01	1	15:00	1200	3.12	70	0	0	70	0	0
10/10/01	2	09:00	2280	5.928	80	0	0	80	0	0
10/10/01	2	16:10	2710	7.046	70	0	0	70	0	0
11/10/01	3	09:00	3720	9.672	80	0	0	80	0	0
11/10/01	3	15:00	4080	10.608	80	0	0	80	0	0
12/10/01	4	10:15	5235	13.611	80	0	0	80	0	0
12/10/01	4	14:15	5475	14.235	80	0	0	80	0	0
13/10/01	5	09:00	6600	17.16	70	0	0	70	0	0
14/10/01	6	08:10	7990	20.774	70	0	0	70	0	0
15/10/01	7	09:35	9515	24.739	90	0	0	90	0	0
15/10/01	7	14:40	9820	25.532	90	0	0	90	0	0
16/10/01	8	08:00	10860	28.236	90	4	0.04444444	90	0	0
16/10/01	8	14:00	11220	29.172	90	4	0.04444444	90	0	0
17/10/01	9	09:10	12370	32.162	80	4	0.05	90	0	0
17/10/01	9	14:50	12710	33.046	70	6	0.08571429	70	0	0
18/10/01	10	09:10	13810	35.906	50	5	0.1	50	0	0
18/10/01	10	15:00	14160	36.816	60	6	0.1	60	0	0
19/10/01	11	09:00	15240	39.624	70	9	0.12857143	70	0	0
19/10/01	11	12:50	15470	40.222	90	10	0.11111111	90	0	0
20/10/01	12	09:00	16680	43.368	90	10	0.11111111	90	3	0.03333333
21/10/01	13	08:10	18070	46.982	70	10	0.14285714	70	3	0.04285714
22/10/01	14	10:00	19620	51.012	70	10	0.14285714	70	4	0.05714286
22/10/01	14	14:05	19865	51.649	50	10	0.2	50	3	0.06
23/10/01	15	08:00	20940	54.444	90	20	0.22222222	90	8	0.08888889

Tabla A2.14 (Continuación)

RESULTADOS DE COLOR EN LAS COLUMNAS DE CARBÓN										
FECHA	DIAS	HORA	TIEMPO (MIN)	VOLUMEN (L)	CARBÓN ABIÓTICO			CARBÓN BIÓTICO		
					Colori (Pt-Co)	Colorf (Pt-Co)	Colorf/Colori	Colori (Pt-Co)	Colorf (Pt-Co)	Colorf/Colori
23/10/01	15	14:30	21330	55.458	80	20	0.25	80	8	0.1
24/10/01	16	08:30	22410	58.266	70	20	0.28571429	70	8	0.11428571
24/10/01	16	15:10	22810	59.306	60	20	0.33333333	60	8	0.13333333
25/10/01	17	10:45	23985	62.361	60	20	0.33333333	60	10	0.16666667
25/10/01	17	16:20	24320	63.232	60	20	0.33333333	60	10	0.16666667
26/10/01	18	08:45	25305	65.793	80	30	0.375	80	20	0.25
26/10/01	18	16:15	25755	66.963	80	30	0.375	80	20	0.25
27/10/01	19	08:45	26745	69.537	80	30	0.375	80	20	0.25
28/10/01	20	09:00	28200	73.32	70	30	0.42857143	70	20	0.28571429
29/10/01	21	08:00	29580	76.908	70	30	0.42857143	70	20	0.28571429
29/10/01	21	14:30	29970	77.922	90	40	0.44444444	90	30	0.33333333
30/10/01	22	08:20	31040	80.704	90	40	0.44444444	90	30	0.33333333
30/10/01	22	15:00	31440	81.744	90	40	0.44444444	90	30	0.33333333
31/10/01	23	10:40	32620	84.812	90	40	0.44444444	90	30	0.33333333
01/11/01	24	09:00	33960	88.296	80	40	0.5	80	30	0.375
02/11/01	25	10:00	35460	92.196	80	40	0.5	80	30	0.375
05/11/01	28	09:00	39720	103.272	100	50	0.5	100	40	0.4
06/11/01	29	08:30	41130	106.938	100	50	0.5	100	40	0.4
06/11/01	29	13:00	41400	107.64	90	50	0.55555556	90	40	0.44444444
07/11/01	30	10:00	42660	110.916	70	40	0.57142857	70	30	0.42857143
07/11/01	30	17:00	43080	112.008	70	40	0.57142857	70	30	0.42857143
08/11/01	31	10:00	44100	114.66	90	50	0.55555556	90	40	0.44444444
09/11/01	32	09:00	45480	118.248	90	50	0.55555556	90	40	0.44444444
12/11/01	35	07:00	49680	129.168	80	50	0.625	80	40	0.5
13/11/01	36	08:00	51180	133.068	80	50	0.625	80	40	0.5
14/11/01	37	08:30	52650	136.89	90	60	0.66666667	90	50	0.55555556

Tabla A2.14 (Continuación)

RESULTADOS DE COLOR EN LAS COLUMNAS DE CARBÓN										
FECHA	DIAS	HORA	TIEMPO (MIN)	VOLUMEN (L)	CARBÓN ABIÓTICO			CARBÓN BIÓTICO		
					Colori (Pt-Co)	Colorf (Pt-Co)	Colorf/Colori	Colori (Pt-Co)	Colorf (Pt-Co)	Colorf/Colori
15/11/01	38	09:00	54120	140.712	90	70	0.77777778	90	50	0.55555556
16/11/01	39	08:30	55530	144.378	90	70	0.77777778	90	50	0.55555556
21/11/01	40	08:00	57000	148.2	90	70	0.77777778	90	50	0.55555556
24/10/01	41	07:00	58380	151.788	90	70	0.77777778	90	50	0.55555556
26/11/01	42	08:00	59880	155.688	70	60	0.85714286	70	40	0.57142857
27/11/01	43	08:00	61320	159.432	70	60	0.85714286	70	40	0.57142857
28/11/01	44	08:20	62780	163.228	70	60	0.85714286	70	40	0.57142857
29/11/01	45	08:00	64200	166.92	80	70	0.875	80	50	0.625
30/11/01	46	09:00	65700	170.82	80	70	0.875	80	50	0.625
03/12/01	49	08:00	69960	181.896	90	80	0.88888889	90	60	0.66666667
04/12/01	50	07:50	71390	185.614	90	80	0.88888889	90	60	0.66666667
05/12/01	51	08:20	72860	189.436	70	60	0.85714286	70	50	0.71428571
06/12/01	52	08:00	74280	193.128	70	60	0.85714286	70	50	0.71428571
07/12/01	53	09:00	75780	197.028	70	60	0.85714286	70	50	0.71428571
08/12/01	54	09:00	77220	200.772	80	70	0.875	80	60	0.75
10/12/01	55	08:10	78610	204.386	80	70	0.875	80	60	0.75
11/12/01	56	08:00	80040	208.104	90	80	0.88888889	90	70	0.77777778
12/12/01	57	08:05	81485	211.861	90	80	0.88888889	90	70	0.77777778
13/12/01	58	08:00	82920	215.592	90	80	0.88888889	90	70	0.77777778
14/12/01	59	08:30	84390	219.414	100	90	0.9	100	80	0.8

# **ANEXO A3**

## **FOTOS**

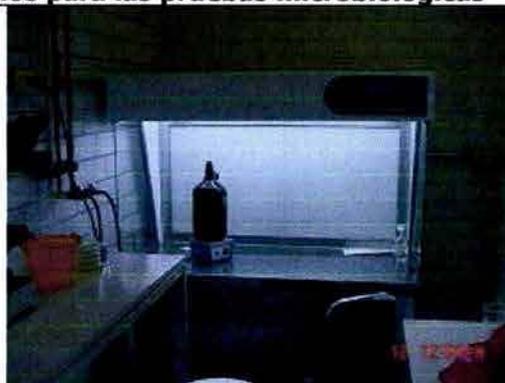
## EQUIPO



**Foto A3.1. Autoclave Equipar Thermolyne. Se empleó para esterilizar el material y los medios para las pruebas microbiológicas**



**Foto A3.2. Balanza analítica OHAUS. Se empleó para pesar los reactivos utilizados con gran precisión**



**Foto A3.3. Campana de flujo laminar SEV-CFL 102. Se empleó para realizar las pruebas microbiológicas y esterilizar el material con luz UV**



**Foto A3.4. Centrífuga Rotixa 50RS. Se empleó para realizar las isotermas de adsorción**



**Foto A3.5. Incubadora Felisa, empleada en las pruebas microbiológicas**



**Foto A3.6. Colorímetro de ion específico HANNA HI93727. Maneja un rango de 0 a 500 unidades Pt-Co**

## EQUIPO



**Foto A3.7. Turbidímetro Orbeco-Hellige 966. Calibrado y ajustado a cero desde su fabricación, maneja 3 escalas: 0-20, 0-200 y 0-1000 UTN**



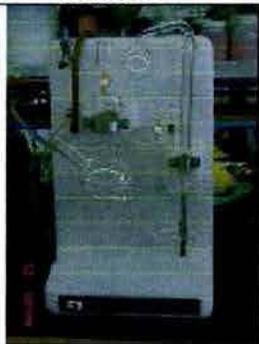
**Foto A3.8. aparato NOVA 400, lectura del la DQO (mg/L)**



**Foto A3.9. Desecador. Empleado para la determinación de los sólidos suspendidos totales y para secar el sulfato de hierro que se utiliza en la elaboración del reactivo de Fenton**



**Foto A3.10. Digestor Labconco 23080 con 4 lugares, empleado para digerir las muestras para el análisis de Nitrógeno Total Kjeldahl, cuenta con un controlador de temperatura**



**Foto A3.11. Aparato de destilación rápida Labconco 65000**



**Foto A3.12. Prueba de Jarras con el Método de Fenton**

## AGUA TRATADA CON EL REACTIVO DE FENTON



Foto A3.13 Agua residual cruda (extremo izquierdo) y agua después del tratamiento con el reactivo de Fenton

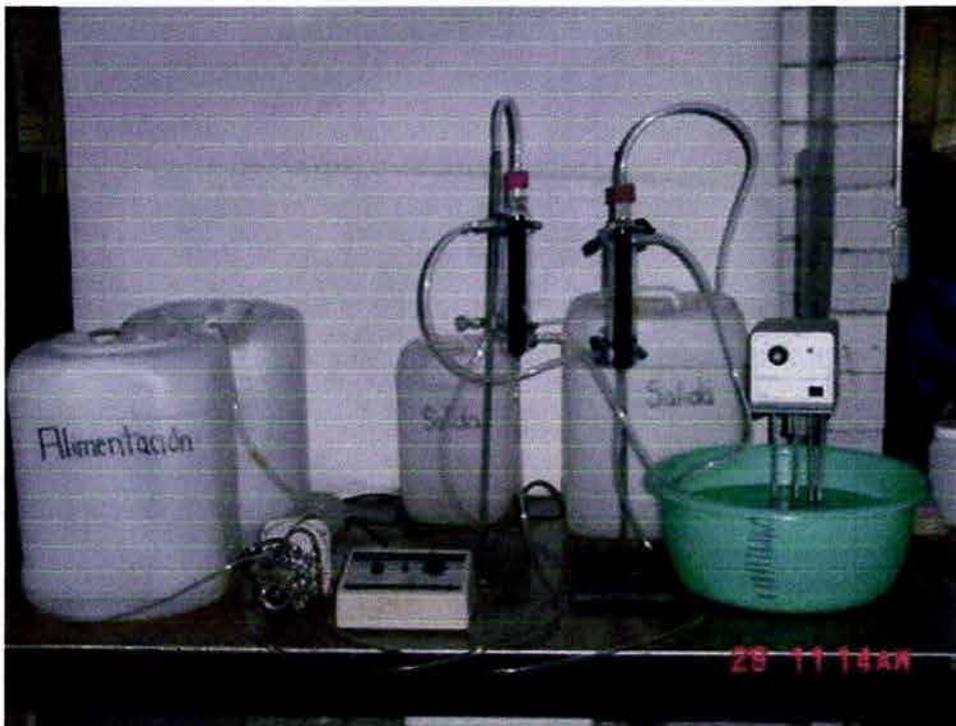


Foto A3.14 Montaje experimental para las pruebas del sistemas de carbón activado y el sistema de carbón activado asistido biológicamente.

## PRUEBAS MICROBIOLÓGICAS



Foto A3.15 Pruebas microbiológicas realizadas para determinar y cuantificar las UFC de coliformes totales presentes en el agua residual cruda. Se puede observar la gran cantidad de microorganismos coliformes totales presentes los cuales son utilizados como indicadores de contaminación patógena.



Foto A3.16 Pruebas microbiológicas realizadas para determinar la cantidad de coliformes totales presentes en el agua tratada con el reactivo de Fenton. Se observa la nula presencia de estos microorganismos.

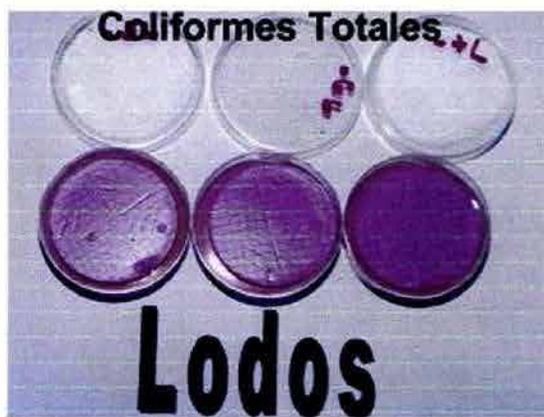


Foto A3.17 Los lodos producidos durante el tratamiento de aguas residuales mixtas con el reactivo de Fenton presentan una eliminación de hasta el 100% de coliformes totales.

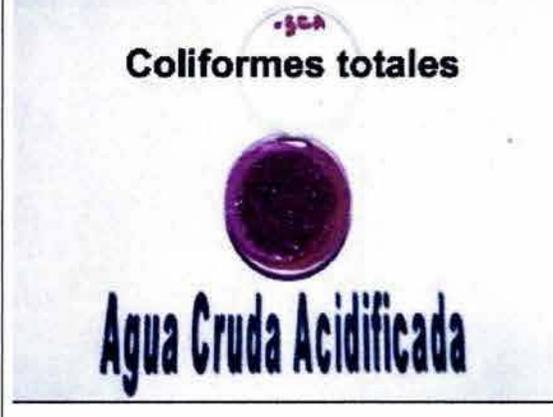


Foto A3.18 En las pruebas realizadas al agua residual cruda con un pH de 3.5 se observa que la presencia de microorganismos coliformes totales no se ve afectada por este pH ácido.



Foto A3.19 Pruebas microbiológicas realizadas para determinar y cuantificar la presencia de UFC de *Salmonella* y *Shigella* presentes en el agua residual cruda. Se puede observar la gran cantidad de microorganismos presentes. Las colonias amarillas corresponden a la *Salmonella* y las rosas a la *Shigella*.



Foto A3.20 Pruebas microbiológicas para determinar la cantidad de UFC de *Salmonella* y *Shigella* presentes en el agua tratada con el reactivo de Fenton. Se observa que no hubo crecimiento microbiano, lo que comprueba el poder desinfectante del reactivo de Fenton.

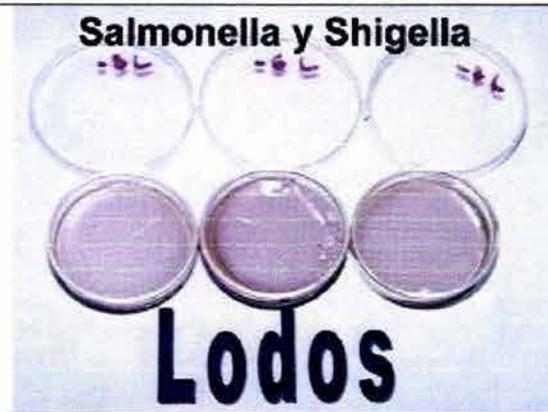


Foto A3.21 Los lodos producidos durante el tratamiento de aguas residuales mixtas con el reactivo de Fenton presentan una eliminación de hasta 100% de UFC de *Salmonella* y 99% de UFC de *Shigella*.



Foto A3.22 Se realizaron pruebas de *Salmonella* y *Shigella* al agua residual cruda acidificada a un pH de 3.5, como se observa este no afectó la presencia de éstos microorganismos.

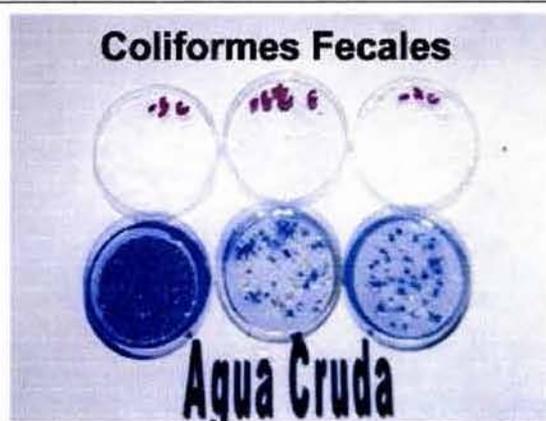


Foto A3.23 Pruebas microbiológicas realizadas para determinar y cuantificar la presencia de UFC de coliformes fecales presentes en el agua residual cruda. Se puede observar la gran cantidad de microorganismos presentes, lo que indica un alto contenido de contaminación fecal.



Foto A3.24 Pruebas microbiológicas realizadas para determinar la presencia de UFC de coliformes fecales en el agua tratada con el reactivo de Fenton. Es notable la eliminación del 100% de este tipo de microorganismos.

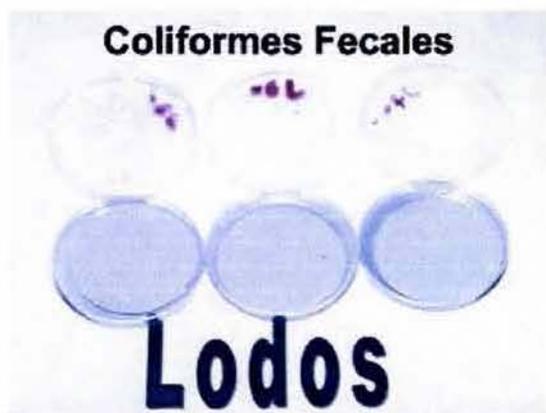


Foto A3.25 Los lodos producidos durante el tratamiento de aguas residuales mixtas con el reactivo de Fenton presentan una eliminación de hasta el 99% de coliformes fecales.



Foto A3.26 En las pruebas realizadas al agua residual cruda con un pH de 3.5 se observa que la presencia de microorganismos coliformes fecales no varía con el cambio a un pH ácido.

***Escherichia coli***



**Agua Cruda**

Foto A3.27 En las pruebas para determinar y cuantificar las UFC de *Escherichia coli* se emplearon placas Petrifilm de 3M, en ellas se identifican las colonias azules asociadas con burbujas de gas como colonias confirmadas de *E. coli*. Los coliformes diferentes a *E. coli* forman colonias de color rojo asociadas con las burbujas de gas. Como se puede observar hay un alto contenido de UFC de *E. coli* en el agua residual cruda.

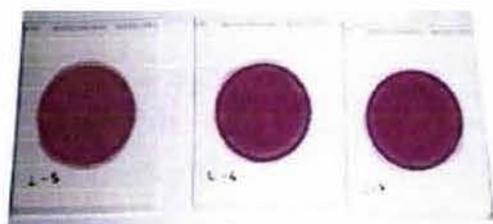
***Escherichia coli***



**Agua Tratada**

Foto A3.28 En los análisis realizados al agua tratada con el reactivo de Fenton no hubo presencia de *E. coli* ni de coliformes totales.

***Escherichia coli***



**Lodos**

Foto A3.29 En las pruebas realizadas en los lodos producidos durante el tratamiento de aguas residuales mixtas con el reactivo de Fenton presentan una eliminación de hasta el 100% de *E. coli*.

***Escherichia coli***



**Agua Cruda Acidificada**

Foto A3.30 En las pruebas realizadas al agua residual cruda con un pH de 3.5 se detectaron colonias de *E. coli* y de coliformes totales.