

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA
DE MEXICO

FACULTAD DE QUIMICA

EVALUACION DE LA APLICACION DEL REACTIVO
DE FENTON COMO UN PROCESO DE DEPURACION
Y DE DESINFECCION DE AGUAS RESIDUALES

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TITULO DE:

INGENIERO QUIMICO

P R E S E N T A :

LUIS ALBERTO ARANDA HERNANDEZ



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.

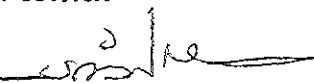
grado:

ante	Prof. Rodolfo Torres Barrera
	Prof. Víctor Manuel Luna Pabello
ario	Prof. Alfonso Durán Moreno
plente	Prof. José Sabino Sámano Castillo
uplente	Prof. Baidomero Pérez Gabriel

se desarrolló el tema:

Ingeniería Química Ambiental y de Química Ambiental, Facultad de IAM

l tema:



o Durán Moreno

te:



to Aranda Hernández

AGRADECIMIENTOS Y DEDICATORIAS

permitirme terminar mi carrera. Gracias por la vida, por todo lo que me has dado, por enseñarme, cuidarme y bendecirme con la maravillosa familia y con los amigos que me rodean.

Padres
Antonio Aranda Carbajal y Q. F. B. Concepción Hernández García

Gracias por haberme dado las palabras suficientes para demostrarles mi agradecimiento y cariño, todo este tiempo. Gracias a ustedes y por ustedes, gracias por apoyarme siempre, por quererme con amor y por confiar en mí. En verdad soy muy afortunado, pues son los mejores padres que he tenido. ¡Los quiero mucho!

Hermano Alejandro

Gracias por ser un hermano de lujo, gracias por ser mi amigo y más que nada mi apoyo. Gracias por el tiempo que disfrute la infancia y la juventud, te deseo todo el éxito y sabes que estaré siempre a tu lado.

Tías

Gracias por todo tu amor y cariño, por la paciencia y comprensión, por tu ayuda y apoyo. Gracias por todo lo que hemos compartido, en fin, por cada segundo que pasamos juntos.

Abuelita

Gracias por el apoyo moral y por todos los buenos momentos (y los que me faltan). Te amo mucho (q.e.p.d.).

Hermanos

Gracias a todos (q.e.p.d.), tíos, tías, primos y sobrinas, gracias por todo su cariño, por su apoyo y por todas las experiencias compartidas, ¡arriba Cuernavaca!

, he tenido la oportunidad de conocer otras tierras, culturas y personas, y para a tu grandeza, este trabajo es para ti y espe, a poder ayudar a que los gan un mejor futuro.

versidad, gracias por todo lo que me has dado, es un orgullo ser un llevar los colores azul y oro en el corazón y en el espíritu, y ser Puma desde siempre.

cachun cachun ra ra...cachun cachun ra ra...Goya... UNIVERSIDAD!

de Química

mejor escuela de Química de México por mi formación académica, por ser mi r, por enseñarme en tus salones y laboratorios la difícil pero hermosa ingeniería Química.

Durán Moreno

consejos, enseñanzas, paciencia y dedicación puestos en este trabajo. Por ser persona, profesor y amigo.

Lora Salinas Castillo

sión, enseñanzas y asesoría en el campo de la microbiología y por su da en el conteo e identificación de los HH. Por ser una excelente amiga y

men Durán de Bazúa y al PIQAYQA

las facilidades brindadas para el desarrollo de este trabajo.

urado

Torres Barrera, Prof. Víctor Manuel Luna Pabello, Prof. José Sabino lo, Prof. Baldomero Pérez Gabriel:

ión y las recomendaciones sobre este trabajo.

es

os aquellos involucrado en mi formación, en especial a los profesores:

onómico brindicio para el desarrollo de este trabajo.

Wöinger Flores

*tu, son únicas y se cuentan con los dedos, gracias por todas las odiseas y
hemos disfrutado y compartido, aún tenemos mucho por hacer. Gracias por
migo.*

añas Puca

*cias por estar siempre a mi lado, por acompañarme siempre con tus
tu ánimo, pero sobretodo por tu invaluable amistad. En verdad tenemos
tarle a nuestros hijos.*

ández Miranda

*es un privilegio tener un amigo como tu, gracias por estar ahí en los
ciles y por brindarme una amistad única y desinteresada, ¡mu men!*

lilla Miranda

*incesita, gracias por todos y cada uno de los momentos tan especiales que
eres mi mejor amiga y eso nadie lo podrá cambiar, gracias por ser mi orejita
poyo ¡Te quiero mucho!*

*os (Gu!), Mariana Rivas, Viviana De Quevedo, Pilar Llanos, Indra Córdoba,
igo, Silvia Juárez (Vip), Luis Lugo, Itzé Espinosa, Gabriela Hernández F. C.,
os, Sandra Crabtree, Gibrán Pérez, Mónica Figueroa, Doris Silvera, Jardiel
Molina, José Suárez (Grillo), Pedro Esponda, Paola González, Ethel
ricio Villela, Natacha Mosnier, Heidy Mejía, Víctor Noguez, Olga, Eloy,
Wendy Jiménez, Brenda Muñoz, Ma. Elena Hdez. Rojas, Viridiana Gcia.*

os del Bar-Da

*amillo, Quetzalcoatl Hernández, Jhonatan Pallares, Juvenal Arias, Joel
Quintana, Valter Barrera, Oswaldo Celedón, Alejandro Arroyo, Francisco
Gahcia, Nayeli Terán, Sandra Atondo Siu, Zaida Larqué, Yebel Ferrer,
lz, Nair García.*

ÍNDICE

7	
9	1. INTRODUCCIÓN.....
10	1.1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA
12	1.2. OBJETIVOS
12	1.3. JUSTIFICACIÓN
13	1.4. METODOLOGÍA
14	2. FUNDAMENTOS.....
14	2.1. DEFINICIÓN.....
15	2.2. ORÍGENES.....
15	2.2.1. Origen y naturaleza de los productos contaminantes.....
16	2.2.2. Clasificación de los procesos de tratamiento.....
17	2.3. REACCIÓN DE FENTON.....
17	2.3.1. Aspectos teóricos.....
17	2.3.1.1. <i>Coagulación-floculación</i>
17	2.3.1.2. <i>Oxidación avanzada</i>
18	2.3.1.3. <i>Reacción fotocatalítica de Fenton</i>
18	2.3.1.4. <i>Reacción térmica de Fenton</i>
19	2.3.1.5. <i>Reactividad de los radicales hidroxilo</i>
20	2.3.1.6. <i>Oxidación de la materia orgánica</i>
20	2.3.2. Factores que influyen en la reacción de Fenton.....
20	2.3.2.1. <i>Efecto del pH</i>
21	2.3.2.2. <i>Efecto de la temperatura</i>
21	2.3.2.3. <i>Efecto de la concentración de reactivos</i>
22	2.3.3. Aplicación del método de Fenton en el tratamiento de aguas.....
24	3. INSTRUMENTOS DE LAS TÉCNICAS ANALÍTICAS EMPLEADAS
24	3.1. Muestreo y caracterización del agua residual a tratar.....
24	3.2. Métodos físicoquímicos.....
24	3.2.1. <i>Temperatura y pH</i>
24	3.2.2. <i>Demanda Química de Oxígeno</i>
26	3.2.3. <i>Turbiedad</i>
26	3.2.4. <i>Color</i>
26	3.2.5. <i>Sólidos Suspendidos Totales</i>
27	3.2.6. <i>Nitrógeno y fósforo</i>
29	3.3. Fundamentos de Microbiología.....
30	3.3.1. <i>Microbiología del agua, de aguas residuales y organismos indicadores</i> ...
31	3.3.2. <i>Patógenos</i>
33	3.3.3. <i>Métodos microbiológicos</i>

<i>Escherichia coli</i>	37
Pruebas parasitológicas	37

3. METODOLOGÍA EXPERIMENTAL..... 40

3.1. PRUEBAS EXPERIMENTALES..... 40

3.1.1. Determinación de la mejor relación de reactivos $Fe^{2+}:H_2O_2$ 40

3.1.2. Determinación de la mejor dosis de reactivos $Fe^{2+}:H_2O_2$

3.1.3. Pruebas confirmatorias..... 41

3.2. METODOLOGÍA DE MUESTREO Y CARACTERIZACIÓN DEL AGUA

3.2.1. AGUA A TRATAR..... 43

3.2.2. PRUEBAS EMPLEADAS..... 46

3.2.2.1. Pruebas fisicoquímicas..... 46

Demanda Química de Oxígeno..... 46

Turbiedad..... 47

Color..... 47

Sólidos totales..... 47

Nitrógeno Total Kjeldahl..... 48

Fósforo Reactivo Total..... 49

pH..... 49

Temperatura..... 49

3.2.2.2. Pruebas microbiológicas..... 49

Preparación de los medios de cultivo..... 50

Técnica del filtro de membrana..... 51

Metodología para Escherichia coli..... 52

Determinación y cuantificación de los huevos de helminto..... 53

3.3. CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL CRUDA..... 54

3.4. METODOLOGÍA EXPERIMENTAL DE LAS PRUEBAS PARA EL

MÉTODO DE FENTON..... 54

3.4.1. Preparación de la solución inhibitoria de la reacción de Fenton (Bossman

1983)..... 55

3.4.2. PRUEBAS DE EXPERIMENTOS PARA EL MÉTODO DE FENTON..... 56

3.4.2.1. Determinación de la mejor relación de reactivos de Fenton..... 56

3.4.2.2. Determinación de la mejor dosis de reactivos de Fenton..... 57

3.4.2.3. Pruebas de confirmación de la mejor dosis de reactivos de Fenton..... 57

3.4.2.4. Análisis de los lodos..... 58

4. RESULTADOS, ANÁLISIS Y DISCUSIÓN..... 59

4.1. CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL CRUDA..... 59

4.1.1. PRUEBAS FISICOQUÍMICAS..... 60

4.1.1.1. Determinación de la mejor relación de reactivos de Fenton..... 60

4.1.1.2. Determinación de la mejor dosis de reactivos de Fenton..... 62

...CIÓN DE MICROORGANISMOS CON EL MÉTODO DE	68
...CIÓN DE PARÁSITOS CON EL MÉTODO DE FENTON	70
...SIS DE LOS LODOS	71
...CIÓN DE RESULTADOS	73
5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	76
AFÍA	78
... DIAGRAMAS DE FLUJO DE LAS TÉCNICAS	
...AS Y CURVAS DE CALIBRACIÓN	A1
... REPORTE FOTOGRÁFICO	A14
...TRES.	A14
...UMENTOS DE LABORATORIO	A15
...O	A17
...AS MICROBIOLÓGICAS	A23
...OS DE HELMINTO	A31
... TABLAS Y FIGURAS DE RESULTADOS	A33
...MINACIÓN DE LA MEJOR RELACIÓN DE REACTIVOS DE	A33
...MINACIÓN DE LA MEJOR DOSIS DE REACTIVOS DE	A37
...AS CONFIRMATORIAS	A41
...TADOS DE LAS PRUEBAS MICROBIOLÓGICAS	A50
...TADOS DE LAS PRUEBAS PARASITOLÓGICAS	A52

ÍNDICE DE TABLAS

Estaciones mexicanas para aguas residuales.. .. .	14
Remoción tradicional de los procesos de tratamiento (Jiménez et al., 1999) .. .	16
Remoción oxidación relativa de diferentes especies químicas (Bishop, 1968).. . . .	19
Aplicación del método de Fenton en el tratamiento de aguas contaminadas con sustancias	23
Bacterias importantes en el ambiente (Henry y Heinke, 1996)	30
Especies representativas de bacterias en diversas aguas (Henry y Heinke, 1996)	31
Remoción de los patógenos (Henry y Heinke, 1996).. .. .	32
Remoción de supervivencia de patógenos (20-30 °C) (Jiménez et al., 1999, Feachem 1993).	33
Temperatura de las enterobacteriáceas (APHA, 1992)	35
Remoción de magnitud de HH en México (Jiménez et al., 1999)..	39
Estaciones mexicanas de referencia para la caracterización fisicoquímica y microbiológica	43
Remoción de agua residual del Gran Canal y el Río Churubusco.....	44
Pruebas experimentales.....	45
Remoción del volumen de la muestra (APHA, 1992).....	48
Medios de cultivo empleados.....	50
Condiciones y concentraciones de los reactivos probadas.....	56
Medios reactivos empleados.....	57
Características del agua cruda proveniente del Gran Canal y del Río Churubusco	60
Características del agua tratada para determinar la mejor relación de reactivos de Fenton (Promedio).....	60
Características del agua tratada para determinar la mejor dosis de reactivos de Fenton (Promedio).	62
Resultados de las pruebas confirmatorias en el agua tratada.....	64
Remoción de los parámetros fisicoquímicos en las pruebas confirmatorias de la mejor dosis de reactivos de Fenton (25 mg/L de Fe ²⁺ y 25 mg/L de H ₂ O ₂)	64
Remoción de los parámetros fisicoquímicos de Nitrógeno Total Kjeldahl en las distintas corridas.....	66
Remoción de los parámetros fisicoquímicos de fósforo reactivo total en las distintas corridas.....	67
Resultados de las pruebas para detectar la presencia de microorganismos patógenos	69
Remoción del contenido de huevos de helminto.....	70
Remoción y caracterización de los lodos producidos.....	71
Parámetros fisicoquímicos determinados para los lodos y valores reportados para los lodos (Ramírez et al., 2001).....	72
Remoción de metales en los lodos producidos por Fenton, límites de la EPA y valores únicos reportados por Droste (1997) (Ramírez et al., 2001)	72

ABREVIATURAS

can Public Health Association
 can Water Works Association
 los Policlorados (PCBs, por sus siglas en inglés)
 ormes Fecales
 ormes Totales
 sión Nacional del Agua
 o Oficial de la Federación
 anda Bioquímica de Oxígeno en 5 días
 anda Química de Oxígeno
 i enteroinvasivas
 ommental Protection Agency
 i enteropatógenas
 i enterotóxicas
 de Membrana
 tad de Química, UNAM
 ro Reactivo Total
 Canal
 erno del Distrito Federal
 os de Helminto
 enos Orgánicos Totales (TOX, por sus siglas en inglés)
 uto de Ingeniería, UNAM
 uto Nacional de Referencias Epidemiológicas
 ero Más Probable
 a Técnica Mexicana
 a Oficial Mexicana
 geno Total Kjeldahl
 nización Mundial de la Salud
 icial Hidrógeno
 ades de color Platino-Cobalto
 Churubusco
 tencia específica a la filtración
 onella y Shigella
 nato de Alquilbenceno Aniónico (ABS, por sus siglas en inglés)
 nato de Alquilbenceno Lineal (LAS, por sus siglas en inglés)
 os Suspendidos Totales
 nologías de Oxidación Avanzada (AOT, por sus siglas en inglés)

RESUMEN

El presente trabajo se realizó en el marco del proyecto DGAPA IN109100 "Depuración de aguas residuales por medio de la combinación del método de Fenton y de una adsorción-biodegradación sobre carbón activado". Plantea la utilización del reactivo de Fenton como un proceso de depuración y de desinfección de aguas residuales. Las aguas residuales que se estudiaron son las evacuadas por el Gran Canal y por el Río Churubusco. Dado que estas 2 corrientes terminan por mezclarse para su evacuación final de la Ciudad de México, se consideró que el estudio sería más representativo si se hicieran pruebas de tratabilidad con una mezcla de ellas en una relación uno a uno (1:1). Estas aguas son de tipo mixto, ya que el drenaje urbano recoge aguas residuales domésticas e industriales, éstas se caracterizan por su alto contenido de materia orgánica e inorgánica, compuestos tóxicos, agentes patógenos y parásitos, etc. 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. Como método de tratamiento se considera la utilización del reactivo de Fenton, el cual combina los procesos fisicoquímicos de coagulación-floculación y oxidación avanzada en un solo reactor, ésta se considera como una alternativa viable a los tradicionales procesos biológicos ya que no es sensible a la presencia de compuestos tóxicos ni a variaciones importantes en la calidad del agua residual a tratar, además que ha probado su eficiencia en el tratamiento de distintas aguas residuales industriales. 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. Las variables que tienen una influencia significativa en la aplicación del reactivo de Fenton en el tratamiento de aguas residuales son el pH, el cual con base en la bibliografía (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) se fijó en 3.5, lo cual reportó excelentes resultados. Las otras dos variables que influyen son la concentración de Fe^{2+} y la dosis de H_2O_2 . El trabajo experimental se orientó a encontrar las condiciones óptimas del reactivo de Fenton. La relación en peso de reactivos seleccionada fue 1:1 y las dosis seleccionadas fueron de 25 mg/L. Para poder determinar las mejores condiciones en la depuración de aguas residuales se realizaron en el agua residual cruda, en el agua tratada con el reactivo de Fenton y en los lodos la caracterización de los siguientes parámetros fisicoquímicos: DQO, color, turbiedad, SST, NTK, FRT, siendo la DQO el parámetro clave. Mientras que para probar su eficiencia como proceso de desinfección se realizaron las pruebas microbiológicas de: Coliformes totales, coliformes fecales, *Salmonella*, *Shigella* y *Escherichia coli*, así como pruebas de parásitos determinando la cantidad de huevos de helminto presentes. Los resultados obtenidos para el agua tratada fueron porcentajes de remoción de: 88.6% para la DQO (75.4 mg O_2/L), 98.6% para la turbiedad (valor residual de 3 UNT), 97.8% para el color (13 Pt-Co), 89.8% para los SST (53.5 mg/l.), 78.1% para el NTK (7.7 mg N_2/L), 88% para el FRT (4.0 mg/l.). En cuanto a los parámetros microbiológicos se obtuvieron los siguientes resultados: 100% de eliminación de coliformes totales, coliformes fecales, *Salmonella*, *Shigella* y *E. Coli*. En

el caso de los parásitos se obtuvo 98.4% de remoción de huevos de helminto (0.23 HH/L). En cuanto al análisis de los lodos se obtuvieron los siguientes resultados: Por cada m³ de agua tratada se produjeron 19.4 kg de lodos, los cuales tienen un alto contenido de materia orgánica (DQO = 6984.6 mg O₂/L), nitrógeno (29.5 mg N₂/L) y fósforo (30.2 mg P/L). Sin embargo, estos lodos requieren de un tratamiento posterior pues aún hay presencia de microorganismos patógenos (1% de la población original) y los huevos de helminto son transferidos a éstos casi en su totalidad. Este trabajo demostró que es técnicamente viable el empleo del reactivo de Fenton como un proceso de depuración y de desinfección de este tipo de aguas residuales.

CAPÍTULO 1 INTRODUCCIÓN

Son bien conocidos los problemas de la Ciudad de México con respecto a las aguas residuales y a su tratamiento. Las aguas residuales de la Ciudad de México son de tipo mixto ya que el drenaje urbano recoge aguas residuales domésticas e industriales, que contienen una gran cantidad de materia orgánica e inorgánica, compuestos tóxicos, agentes patógenos y parásitos, etc. (CNA, 1995; Jiménez et al., 1999, Maya et al., 2000).

La ingeniería química es una base sólida y considerable para la entrada al estudio en el campo de las aguas residuales. El conocimiento de las cinéticas de reacciones, análisis de sistemas, balances de materia, etc., tiene un especial valor para el manejo y tratamiento de aguas residuales. Puede asegurarse que la preparación básica en ingeniería química es significativa para entrar en este tipo de actividades. La naturaleza multidisciplinaria de esta actividad debe ser plenamente reconocida, debiéndose además considerar que las personas con una sólida base en ingeniería química deben abordar una serie de conocimientos complementarios estudiando, por ejemplo, microbiología, debido a la gran importancia de los tratamientos biológicos de las aguas residuales.

Este trabajo plantea la utilización del método de Fenton, un tratamiento fisicoquímico, en la depuración y desinfección de las aguas residuales que se tienen en el drenaje de la ciudad de México. El método de Fenton es un método muy interesante, ya que involucra a los procesos de coagulación-floculación y oxidación avanzada en una sola etapa y en un solo reactor, lo cual resulta muy atractivo, ya que presenta muchas ventajas en la calidad del agua tratada con respecto a los tradicionales tratamientos biológicos. 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.

Lo anterior constituye el contexto del presente trabajo. En el capítulo 1 se da una introducción de la problemática estudiada, así como los objetivos, metas e hipótesis de este trabajo. En el capítulo 2 se muestran los fundamentos del por qué se considera al tratamiento de Fenton como una alternativa viable. En este mismo capítulo se da un panorama de la aplicación del método de Fenton, se revisa la legislación mexicana y se explican los fundamentos de las técnicas analíticas empleadas. En el capítulo 3 se describe la metodología experimental, explicándose a detalle el procedimiento que se empleó, así como cada una de las técnicas analíticas empleadas. En el capítulo 4 se presentan los resultados de las diferentes corridas experimentales en tablas y gráficas, en donde se aprecia que es lo que ocurrió con cada uno de los parámetros medidos y se presenta la discusión de los resultados. En el último capítulo se presentan las conclusiones y recomendaciones que se obtuvieron del presente trabajo. En los anexos, se encuentran recopiladas las tablas de cada una de las corridas, los diagramas de flujo de las técnicas empleadas y las fotografías del trabajo realizado.

1.1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

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, el Gobierno del Distrito Federal 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 y sus principales colectores son los cauces naturales que atraviesan la zona urbana, actualmente entubados en su mayor parte. Esto implica que las aguas residuales que se producen en el Valle de México, son una mezcla de 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, DBO₅, 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 ejemplo, las aguas residuales de la industria textil (Park et al., 1999; Lin y Chen, 1997; Lin y Lo, 1997), las aguas contaminadas con desechos de insecticidas y herbicidas (Huston y Pignatello, 1999), las aguas contaminadas con tensoactivos provenientes de los detergentes domésticos e industriales (Lin et al., 1999), como muchas otras, contienen compuestos que son muy difíciles de degradar biológicamente y, además, son tóxicos para los microorganismos, por lo que un tratamiento biológico convencional para estas aguas residuales no removería todos los compuestos orgánicos; los efluentes de las etapas de purificación biológicas exhibirían valores de DQO que pueden exceder las descargas estándar y que son muy graves desde el punto de vista ecológico (Halliday, 1986; Lin y Lin, 1993; Lin y Lo, 1997). Por estas razones se considera que un proceso fisicoquímico resulta más conveniente.

Los tradicionales métodos químicos y de lodos activados han sido ampliamente utilizados en la industria. Estos métodos intentan tratar las aguas residuales hasta niveles que alcancen los límites permitidos por el gobierno. Sin embargo, debido a la disminución del suplemento de agua y al incremento en la demanda de la misma, la mejor alternativa es tratar de elevar la calidad del agua tratada para alcanzar los estándares requeridos para su descarga y/o reutilización. (Lin y Chen, 1997).

Otros dos problemas que se presentan son:

- Cómo asegurar que el agua sea microbiológicamente segura y,
- Qué tratamiento emplear para ello

En el primer caso, lo tradicional es controlar los coliformes fecales que se usan como grupo indicador del contenido de microorganismos. Sin embargo, los coliformes fecales no logran servir de indicadores para todos los riesgos ya que es posible tener una presencia nula de éstos y el agua estar contaminada con huevos de parásitos como los helmintos. Cabe mencionar que los procesos tradicionales de desinfección no remueven huevos de helminto, los cuales sólo se controlan, es decir se separan del agua, por sedimentación prolongada.

coagulación-floculación y filtración para ser destruidos en los lodos por desecación y elevación de temperatura (Jiménez et al., 1999).

Entre los diversos tipos de tratamiento se encontró que los que presentan una mayor eficiencia de remoción de microorganismos patógenos son los procesos de alta demanda de terreno (lagunas y embalses), y los de tipo fisicoquímico, en particular la cloración y la ozonación (oxidación avanzada) (Jiménez et al., 1999).

Las tecnologías de oxidación avanzada (AOT, por sus siglas en inglés) para agua superficial y residual han demostrado una alta eficiencia pero implican un alto costo tanto de inversión (instalaciones complejas) como de operación (alto consumo de energía y/o reactivos). Esto hace que este tipo de procesos sean útiles cuando otras opciones más baratas no son efectivas (Chamarro et al., 2001).

Es por esto que en décadas pasadas, la ozonación y otras oxidaciones químicas avanzadas han sido sugeridas e investigadas por muchos investigadores para el pretratamiento de este tipo de aguas (Suzuki et al., 1978; Nakis y Schneider-Rotel, 1980). Experiencias con diferentes tecnologías de oxidación y distintos sustratos han demostrado que una oxidación química parcial en agua residual tóxica puede aumentar su biodegradabilidad a muy altos niveles (Kiwi et al., 1994; Scott y Ollis, 1995; Chamarro et al., 2001). Las oxidaciones químicas parciales producen productos biodegradables, junto con la destrucción de especies inhibitorias (Marco et al., 1997). El reactivo de Fenton ha demostrado ser un poderoso agente oxidante (Sedlak y Andren, 1991; Potter y Roth, 1993). De aquí se basa la hipótesis de que al ser altamente reactivo y oxidante, puede ser un desinfectante eficaz.

Sobre esta base, en este proyecto se propone el desarrollo de una alternativa para el tratamiento de aguas residuales de tipo mixto. Como método de tratamiento se considera la utilización del reactivo de Fenton, el cual combina los procesos fisicoquímicos de coagulación-floculación y oxidación avanzada en un solo reactor, ésta se considera como una alternativa viable a los tradicionales procesos biológicos ya que no es sensible a la presencia de compuestos tóxicos ni a variaciones importantes en la calidad del agua residual a tratar, esto se ha demostrado en la aplicación del proceso de oxidación de Fenton en el tratamiento de distintas aguas residuales industriales reportado 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).

Cabe aclarar que el reactivo de Fenton no es un tratamiento global. A pesar de que ha demostrado ser altamente eficiente en la remoción de contaminantes, el agua tratada con el reactivo de Fenton requiere depurarse y acondicionarse con procesos complementarios. González (2001) propone el empleo del reactivo de Fenton como parte de un tren de tratamiento en el cual se utilizó junto con filtración y adsorción con carbón activado.

1.2. OBJETIVOS

El objetivo principal de este proyecto es probar la viabilidad técnica del reactivo de Fenton en la depuración y desinfección de las aguas residuales mixtas de la Ciudad de México.

Para poder determinar su eficiencia en la depuración de las aguas residuales se realizarán pruebas fisicoquímicas como: DQO, color, turbiedad, sólidos suspendidos totales, nitrógeno total Kjeldahl y fósforo reactivo total; mientras que para comprobar su eficiencia como método de desinfección se realizarán 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 (Maya et al., 2000) así como pruebas de parásitos determinando la cantidad de huevos de helminto presentes.

Las variables que influyen la eficiencia del tratamiento incluyen tanto a aquellas relacionadas con el método Fenton (dosis de reactivos) como a las características del agua a tratar (DQO, pH, color etc.). En este proyecto se considerarán como variables de estudio las dosis y relaciones de los reactivos de sales de hierro y peróxido de hidrógeno.

Los objetivos particulares del proyecto son:

- Determinar la mejor relación y las dosis óptimas de los reactivos de Fenton para el tratamiento de las aguas residuales transportadas por el Gran Canal y el Río Churubusco de la Ciudad de México.
- Realizar pruebas que confirmen la viabilidad técnica y ambiental del reactivo de Fenton, a las condiciones determinadas experimentalmente, como método de depuración y desinfección de las aguas residuales de la Ciudad de México.
- Realizar la caracterización fisicoquímica, microbiológica y parasitológica del agua residual cruda, del agua tratada por el método de Fenton y de los lodos producidos.

1.3. METAS

Las metas que se han fijado en este proyecto son:

- Realizar una búsqueda bibliográfica en cuanto a la utilización del método de Fenton en la producción de aguas tratadas a partir de aguas residuales.
- Realizar el trabajo experimental con el que se puede evaluar la efectividad del método de Fenton para el tratamiento de aguas residuales mixtas, así como su efecto desinfectante.
- Realizar el análisis de los lodos producidos, para así poder proponer su acondicionamiento y disposición.

1.4. HIPÓTESIS

La hipótesis de trabajo de este proyecto es que:

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 significativa de parámetros como la DQO, color, turbiedad, nitrógeno y fósforo. Estos mismos radicales hidroxilo permitirán una remoción significativa de microorganismos patógenos como coliformes totales, coliformes fecales, *Salmonella*, *Shigella* y *Escherichia coli*, así como de agentes parásitos tales como los huevos de helminto.

CAPÍTULO 2 FUNDAMENTOS

En este capítulo se presentan la legislación mexicana en el campo de las aguas residuales, los fundamentos del método de Fenton, así como las experiencias previas en la aplicación del método de Fenton en el tratamiento de aguas. Por último se presentan los fundamentos de las técnicas analíticas empleadas, para poder así, entender mejor la metodología experimental y comprender claramente por qué se utilizó la reacción de Fenton en la depuración y la desinfección de las aguas residuales de la Ciudad de México.

2.1. LEGISLACIÓN

Las regulaciones en cuanto a la calidad del agua se han vuelto más estrictas en las últimas décadas debido a un creciente interés de la sociedad.

En México existen normas concernientes al medio ambiente (ECOL). Éstas a su vez se dividen en:

- Aguas residuales
- Contaminación por Ruido
- Protección Ambiental
- Residuos Sólidos Municipales

Las aguas residuales tratadas tienen que cumplir normas específicas de calidad antes de que puedan volverse a usar o con normas estrictamente definidas antes de que se pueda descargar a una corriente de agua. En el caso de aguas residuales, en México existen las siguientes normas:

Tabla 2.1. Normas oficiales mexicanas para aguas residuales

Número de Norma	Descripción	Fecha D.O.F..
NOM-001-ECOL-96	Límites permisibles de contaminantes en descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales	06-01-97
NOM-002-ECOL-96	Límites permisibles de contaminantes en descargas de aguas residuales en los sistemas de drenaje y alcantarillado urbano o municipal	03-06-98
NOM-003-ECOL-97	Límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reusen en servicios al público	21-09-98

Estas normas si bien regulan la calidad de diferentes tipos de efluentes, no todos los parámetros de importancia se encuentran normados. Por otra parte, en el caso de la reutilización de las aguas residuales tratadas, las características de estas aguas son variables, ya que dependen del servicio o utilización que se les vaya a dar. Otra norma de importancia es el anteproyecto de la NOM-004-ECOL-1998, que establece las especificaciones y los límites máximos permisibles de contaminantes para los lodos provenientes del desazolve de los sistemas de alcantarillado urbano o municipal de las plantas potabilizadoras y el tratamiento de las aguas residuales para su disposición final o aprovechamiento.

2.2. ANTECEDENTES

La Organización Mundial de la Salud (OMS) dio en 1961 la siguiente definición de la contaminación de las aguas dulces:

“Debe considerarse que un agua está contaminada, cuando su composición o su estado están alterados de tal modo que ya no reúnen las condiciones a una u otra o al conjunto de utilidades a las que se hubiera destinado en su estado natural” (Salvat, 1975).

Esta definición incluye tanto las modificaciones de las propiedades físicas, químicas y biológicas del agua, que pueden hacer perder a ésta su potabilidad para el consumo diario o su utilización para las actividades domésticas, industriales, agrícolas, etc., asimismo como los cambios de temperatura provocados por emisiones de agua caliente (contaminación térmica).

2.2.1. 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, esteroides, 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. El industrial que contamina las aguas puede ser así una de sus primeras víctimas (Salvat, 1975).

2.2.2. Clasificación de los procesos de tratamiento

Tradicionalmente en el campo de la depuración del agua se acostumbra distinguir dos tipos de procesos: Los biológicos y los fisicoquímicos, combinados con tres niveles de tratamiento: primario, secundario y terciario (Tabla 2.2). Esta clasificación se originó por la evaluación de las necesidades de control de la contaminación del agua.

Tabla 2.2. Clasificación tradicional de los procesos de tratamiento (Jiménez et al., 1999)

OBJETIVOS			
Pretratamiento	Primario	Secundario	Avanzado
Remoción de arenas, sólidos gruesos y material flotante	Remoción de sólidos suspendidos pesados	Remoción de materia orgánica	Remoción de microorganismos Remoción de nutrientes Remoción de sólidos
PROCESOS			
Cribado Desarenación Desengrasadores	Sedimentación primaria	<i>Procesos biológicos</i> Lodos activados Lagunas Filtros percoladores Biodiscos Filtros sumergidos Lecho fluidizado RAFA <i>Procesos fisicoquímicos</i> Coagulación-floculación	Desinfección Nitrificación-desnitrificación Precipitación Ósmosis inversa Filtración terciaria

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).

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.

2.3. REACCIÓN DE FENTON

2.3.1. 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 dan 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.

2.3.1.1. Coagulación-floculación

La coagulación-floculación es un proceso fisicoquímico ampliamente utilizado en el tratamiento de aguas residuales y en la 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).

2.3.1.2. Oxidación avanzada

La oxidación química es el único proceso capaz de convertir los compuestos considerados como recalitrantes 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).

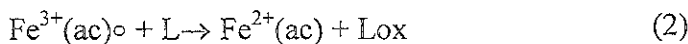
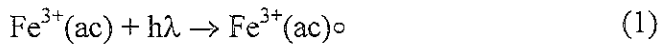
Los oxidantes químicos pueden ser aplicados en diferentes etapas del tratamiento dependiendo del efecto deseado. Entre las aplicaciones de los agentes oxidantes se incluyen: La desinfección, control de color y sabor, eliminación de contaminantes específicos, oxidación de metales a su estado insoluble, 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^\bullet) poseen un potencial de oxidación más fuerte que el del ozono (O_3), 2.8 V para los radicales hidroxilo (OH^\bullet) y 2.07 V para el ozono (O_3) (Prengle y Mauk, 1978; Lin et al., 1999).

2.3.1.3. *Reacción fotocatalítica de Fenton*

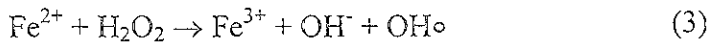
En la variante fotoquímica de la reacción de Fenton se cuenta con la posibilidad de utilizar la reducción fotoquímica de hierro (Fe^{3+}) a hierro (Fe^{2+}) por medio de la irradiación de la solución. El fundamento de la reducción fotoquímica del hierro (Fe^{3+}) a hierro (Fe^{2+}) se encuentra en su espectro de absorción del hierro (Fe^{3+}). 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.



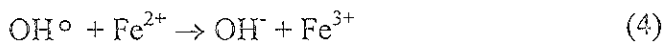
L = alcoholes, aminas o ácidos carboxílicos.

2.3.1.4. *Reacción térmica de Fenton*

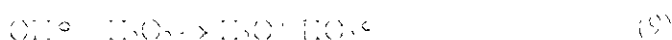
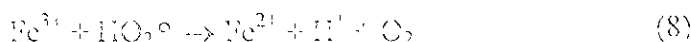
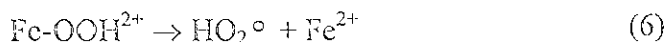
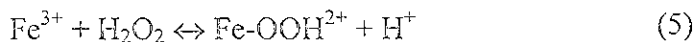
Para la reacción térmica de Fenton, que es la que se utilizó en este trabajo, hay mecanismos químicos que proponen a los radicales hidroxilos como la especie oxidante (Walling et al., 1974; Pignatello, 1992), que son generados en la siguiente ecuación química:



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



Fe^{3+} descompone catalíticamente H_2O_2 siguiendo un mecanismo de radicales libres que incluye a los radicales hidroxilo y perhidroxilo, incluyendo (3) y (4):



Durante el proceso de oxidación de Fenton, una gran cantidad de flóculos de diversos tamaños se forman en el agua residual. De acuerdo a Walling y Kato (1971) esos flóculos son complejos hidroxio-férricos formados por complejas reacciones en cadena entre el peróxido y los iones ferrosos.

2.3.1.5. 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 2.3 (Bishop, 1968).

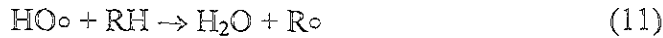
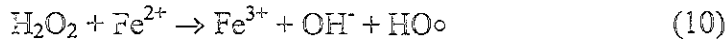
Tabla 2.3. Poder de oxidación relativa de diferentes especies químicas (Bishop, 1968)

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
Cloruro	1.00
Bromuro	0.80
Yoduro	0.54

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.

2.3.1.6. Oxidación de la materia orgánica

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



El radical hidroxilo $\text{HO}\cdot$ 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 (Bidga, 1995), que son:

- Ajustamiento de pH
- Reacción de oxidación
- Neutralización y coagulación
- Precipitación.

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

2.3.2. 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.

2.3.2.1. 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), sino 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).

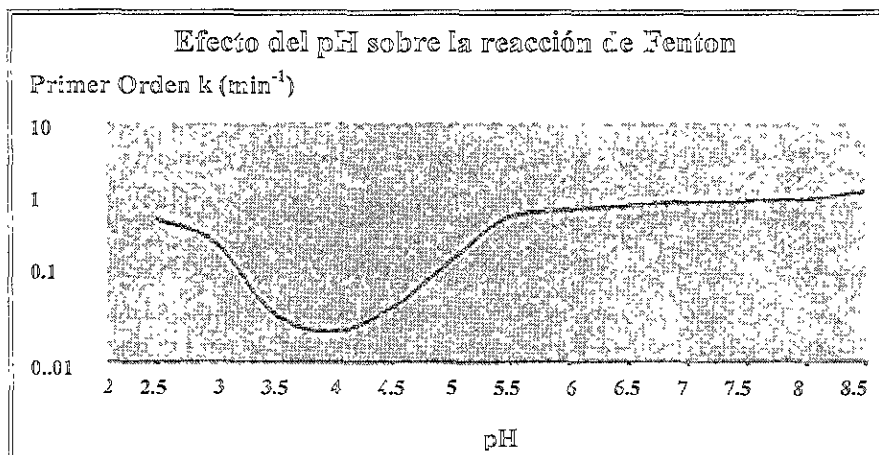


Figura 2.1. Efecto del pH sobre la eficiencia de la reacción de Fenton.

El pH óptimo se presenta con valores de pH entre 3 y 6. La eficiencia sobre el lado básico se atribuye a la transición de hierro para formar un ion ferroso hidratado hasta una especie férrica coloidal. Esta última forma de hierro descompone catalíticamente el peróxido de hidrógeno en oxígeno y agua, sin formar radicales hidroxilo (González, 2001)

2.3.2.2. 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 $\text{H}_2\text{O}_2/\text{FeSO}_4$. 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.

2.3.2.3. 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 rango 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 $\text{H}_2\text{O}_2:\text{FeSO}_4$ 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.

2.3.3. 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 biodegradabilidad
- 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).

Además, 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_2 y H_2O como productos del tratamiento (Huston y Pignatello, 1999).

En años recientes, el reactivo de Fenton ha sido utilizado para tratar a las aguas residuales textiles (Kuo, 1992; Lin y Peng, 1995). Éstos 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) (Lin y Lo, 1997). 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, alcanzando valores superiores al 95 % de remoción (Lin et al., 1999). 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 nitrobenzeno) 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 Tassos, 1997). En la Tabla 2.4 se presenta en forma resumida algunos de los compuestos tratados por el método de Fenton.

Tabla 2.4. 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
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
Compuestos orgánicos			
Polución 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
Polución sintética	Ácidos carboxílicos: Ácido fórmico, ácido acético y ácido propiónico		Centi et al., 2000
Polución sintética	Hidrocarburos clorados y alcanos perhalogenados: diclorometano, cloroformo, tetracloruro de carbono y tetracloroetano; bifenilos 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
Polución sintética	Aminas aromáticas tóxicas, fenoles, alcoholes y polímeros disueltos en agua		Casero et al., 1997; Oliveros et al., 1997
Polución sintética	Compuestos alifáticos y halogenados aromáticamente así como varios herbicidas		Muszkat et al., 1992
Polución 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
Polución sintética	Aldehídos	Debido a que los aldehídos son agentes reductores fuertes pueden introducirse para incrementar la eficiencia del sistema mediante el intercambio y el uso de un agente reductor como el hierro (II)	Isak et al., 1996

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 (Fe^{3+} y H_2O), altamente confiable y seguro.

2.4. FUNDAMENTOS DE LAS TÉCNICAS ANALÍTICAS EMPLEADAS

Las técnicas empleadas en la caracterización de las aguas residuales, las aguas tratadas con el método de Fenton y los lodos, se basaron en las normas mencionadas en la legislación, y en las técnicas recomendadas por los métodos estándar de la APHA (1992 y 1998). Los diagramas de flujo de las técnicas analíticas empleadas se presentan en el Anexo A1.

2.4.1. 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 deben ser manejadas de tal forma que no haya cambios significativos en la composición de la muestra antes que se realicen las pruebas.

2.4.2. Pruebas fisicoquímicas

2.4.2.1. Temperatura y pH

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

2.4.2.2. 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 ofrece 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: reflujos abiertos, reflujos cerrados - método titulométrico y reflujos cerrados - método colorimétrico; Esta última es la más sencilla de aplicar en el laboratorio. Se prefiere el método de reflujos 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 (Cr_2O_7), es el oxidante específico empleado, éste es reducido al ion crómico (Cr^{3+}). Tanto los compuestos orgánicos como los inorgánicos están sujetos a la oxidación.

Los compuestos alifáticos de cadena lineal volátiles se oxidan con mayor eficacia cuando se añade sulfato de plata (AgSO_4) como catalizador. Sin embargo, el AgSO_4 reacciona con el cloro, el bromo y el yodo para producir precipitados oxidados sólo parcialmente. Las dificultades causadas por los haluros son superadas mediante la formación de un complejo con el sulfato de mercurio (HgSO_4) antes del procedimiento de reflujo.

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 absorben en la región visible del espectro. El ion cromo (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. 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.

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).

Para valores de la DQO entre 100 y 900 mg/L un incremento en Cr^{3+} en la región de los 600 nm es determinado. Valores más altos, como en el caso de los lodos, se pueden determinar por simple dilución.

En la literatura se ha investigado la eficiencia de remoción de la DQO del proceso de oxidación de Fenton (Oh et al., 1994).

2.4.2.3. *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).

2.4.2.4. *Color*

El término color se asocia al concepto de “color verdadero”, que es el color del agua cuya turbiedad ha sido eliminada. El término “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).

2.4.2.5. *Sólidos Suspendidos Totales*

Sólidos son los materiales suspendidos o disueltos en aguas limpias y aguas residuales. Los sólidos pueden afectar negativamente a la calidad del agua o a su suministro de varias maneras. Las aguas con abundantes sólidos pueden inducir una reacción desfavorable para el consumidor ocasional. Las aguas altamente mineralizadas tampoco son adecuadas para muchas aplicaciones industriales o incluso resultan estéticamente insatisfactorias para bañarse. Los análisis de sólidos importantes en el control de procesos de tratamiento biológico y fisicoquímico de aguas residuales, y para evaluar el cumplimiento de las limitaciones que regulan su vertido.

Sólidos suspendidos totales es la expresión que se aplica a los residuos de material que quedan en un recipiente después de la evaporación de una muestra y su consecutivo secado en una estufa a temperatura definida.

El principio es evaporar una muestra correctamente mezclada en un crisol pesado y secado a peso constante en un horno a 103-105 °C. El aumento de peso sobre el del crisol vacío representa los sólidos totales (APHA, 1992).

2.4.2.6. Nitrógeno y fósforo

El nitrógeno y el fósforo presentes en las proteínas de las aguas residuales dan lugar a problemas especiales en los cauces receptores. La alta concentración de estos elementos en el agua crea condiciones especialmente favorables para el desarrollo de las plantas verdes. Si el agua es de curso libre (ríos, arroyos), se forman unos recubrimientos verdes aterciopelados sobre las piedras y partes laterales de los arroyos que forman a veces como hilos conocidos como cabellos de sirena. Estas vegetaciones no carecen de atractivo y constituyen una jungla en miniatura en la cual se establece una vida animal de muchos tipos, de tal manera que muchos de ellos son base para la alimentación de los peces. Si, por el contrario, el agua está quieta (por ejemplo, en los pantanos), se estimula el crecimiento de tipos de algas no deseados. Estas algas hacen que el agua aparezca con un color verdoso, pudiendo llegar a oler y teniendo un aspecto finalmente poco atractivo. A veces estas algas azul-verdosas pueden desarrollar o producir venenos capaces de acabar con el ganado, vida salvaje y fauna piscícola (Ramalho, 1996).

El crecimiento acelerado de bacterias es una respuesta a suministros ricos en nutrimentos (como el nitrógeno y el fósforo presentes) en las aguas residuales domésticas. Durante el período de rápida asimilación de nutrimentos, la reproducción bacteriana alcanza su óptimo y la utilización del oxígeno disuelto es aproximadamente proporcional a la cantidad de materia orgánica o de alimento utilizado (Ramalho, 1996).

Nitrógeno Total Kjeldahl

El nitrógeno orgánico se define funcionalmente como nitrógeno ligado orgánicamente en el estado de oxidación trinegativo. No incluye a todos los compuestos orgánicos del nitrógeno. Analíticamente, el nitrógeno orgánico y el amoníaco se pueden determinar juntos y se han denominado "Nitrógeno Total Kjeldahl" un término que refleja la técnica utilizada en su determinación. El nitrógeno orgánico incluye productos naturales como las proteínas y péptidos, ácidos nucleicos, urea, y numerosos materiales orgánicos sintéticos. La concentración típica de nitrógeno orgánico varía desde unos cientos de microgramos por litro en algunos lagos hasta más de 20 mg/L en las aguas residuales brutas.

El amoníaco se encuentra de forma natural en las aguas superficiales y residuales. Se produce en gran parte por desaminación de los compuestos orgánicos nitrogenados y por hidrólisis de la urea. Las concentraciones de amoníaco halladas en el agua varían desde menos de 10 µg/L en algunas aguas naturales superficiales y profundas, hasta 30 mg/L en algunas aguas residuales.

El método Kjeldahl determina el nitrógeno en estado trinegativo. Si no se elimina el nitrógeno amoniacal en la fase inicial del procedimiento, el término "Nitrógeno Total Kjeldahl" se aplica al resultado.

El principio es que en presencia de H_2SO_4 , sulfato potásico (K_2SO_2) y sulfato mercúrico (HgSO_4) como catalizador, el nitrógeno amino de muchos materiales orgánicos se transforma en sulfato de amonio [$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$]. El amoníaco libre y nitrógeno-amonio también se convierten en $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$. Durante la digestión de la muestra, se forma un complejo de mercurio amonio que luego se descompone por el fosfato de sodio ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$).

Después de la digestión de la muestra, una porción de la muestra es transferida al aparato de destilación rápida. El amoníaco se destila desde un medio alcalino y se absorbe en ácido bórico. La recuperación total de N_2 se cumple en 3-5 minutos de tiempo de destilación. El amoníaco se determina por titulación con un ácido mineral patrón (H_2SO_4) (APHA, 1992)

Fósforo Reactivo Total

El fósforo se encuentra en las aguas naturales y residuales casi exclusivamente en forma de fosfatos, clasificados en ortofosfatos, fosfatos condensados piro, meta y otros polifosfatos, y los ligados orgánicamente. Se presentan en solución, partículas o en los cuerpos de organismos acuáticos.

Estas formas de fosfatos surgen de una diversidad de fuentes. Cantidades pequeñas de algunos fosfatos condensados se añaden a algunos suministros de agua durante el tratamiento, y se pueden añadir cantidades mayores de los mismos compuestos cuando el agua se utiliza para lavar ropa u otras limpiezas, ya que los componentes principales de muchos preparados comerciales para la limpieza. Los fosfatos se utilizan ampliamente en el tratamiento de aguas de calderas. Los ortofosfatos aplicados como fertilizantes a la tierra cultivada agrícola o residencial son arrastrados a las aguas superficiales con las lluvias. Los fosfatos orgánicos se forman principalmente en procesos biológicos. Son aportados al drenaje por los residuos corporales y de alimentos y también se pueden formar a partir de los ortofosfatos durante los procesos de tratamiento biológico o por recibir la carga biológica del agua.

El fósforo es esencial para el crecimiento de algas y organismos biológicos, y puede ser el nutriente limitador de la productividad primaria de un cuerpo en el agua. En los casos en que las descargas de aguas residuales brutas o tratadas, drenados agrícolas o ciertos residuos industriales, contengan fósforo, esa agua puede estimular el crecimiento de micro y macroorganismos acuáticos fotosintéticos en cantidades indeseables.

Los fosfatos pueden aparecer también en los sedimentos de fondos y en cienos biológicos, tanto en formas inorgánicas precipitadas como incorporados a compuestos orgánicos (APHA, 1992)

Por todas estas razones es de sumo interés controlar la cantidad de compuestos del fósforo que se descargan en las aguas superficiales y en las aguas residuales domésticas e industriales.

Los fosfatos que responden a las pruebas colorimétricas sin hidrólisis o digestión oxidante previas en la muestra se denominan "fósforo reactivo". Aunque el fósforo reactivo es sobre todo una medida del ortofosfato, es inevitable una pequeña fracción de algún fosfato condensado presente, hidrolizado normalmente en el procedimiento. El fósforo reactivo se encuentra en las formas disueltas y suspendidas.

El principio es que en una solución diluida de ortofosfato, el molibdato amónico reacciona en condiciones ácidas para formar un heteropoliácido: ácido molibdofosfórico. En presencia de vanadio, se forma ácido vanadomolibdofosfórico amarillo. La intensidad del color amarillo es proporcional a la concentración de fosfato, por lo que se mide colorimétricamente. El hierro

ferroso produce un color azul, pero no afecta a los resultados si su concentración es inferior a 100 mg/L.

2.4.3. Fundamentos de Microbiología

En este trabajo se realizaron pruebas microbiológicas con el fin de evaluar el método de Fenton como desinfectante en el tratamiento de aguas residuales de la Ciudad de México.

A causa de la gran importancia de los microorganismos en las enfermedades humanas, y en virtud de su trascendencia en la ecología y en la tecnología del control ambiental, en este capítulo también se introduce la microbiología.

La microbiología (del griego *micro*, pequeño; *bios*, vida y *logos* estudio) es el estudio de los microorganismos y de sus actividades. La microbiología ambiental o sanitaria se ocupa de los microorganismos que comúnmente se encuentran en el agua, las aguas residuales, el aire y en algunos casos suelos, capaces de afectar la salud pública, descomponer materia orgánica o desempeñar una función útil.

Las bacterias forman el grupo de microorganismos más importante, y son indispensables para el ciclo de nutrimentos del ecosistema. Las bacterias patógenas (causantes de enfermedades) han sido objeto de mayor atención. En la Tabla 2.5 se presentan algunas bacterias importantes en el ambiente (Henry y Heinke, 1996).

Tabla 2.5. Algunas bacterias importantes en el ambiente (Henry y Heinke, 1996)

Grupo de bacterias	Género	Importancia ambiental
Bacterias patógenas	<i>Salmonella</i> <i>Shigella</i> <i>Mycobacterium</i>	Causa fiebre tifoidea Causa disentería Causa tuberculosis
Bacterias indicadoras	<i>Escherichia</i> <i>Enterobacter</i> <i>Streptococcus</i> <i>Clostridium</i>	Contaminación fecal
Bacterias de descomposición	<i>Pseudomonas</i>	Degrada compuestos orgánicos
	<i>Flavobacterium</i>	Degrada proteínas
	<i>Zooglea</i>	Organismo formador de flóculos en plantas de lodos activados
	<i>Clostridium</i> <i>Micrococcus</i>	Producen ácidos grasos a partir de materia orgánica en un digestor anaerobio
	<i>Methanobacterium</i> <i>Methanococcus</i> <i>Methanosarcina</i>	Producen metano gaseoso a partir de ácidos grasos en un digestor anaerobio
Bacterias nitrificantes	<i>Nitrobacter</i> <i>Nitrosomonas</i>	Oxidan compuestos nitrogenados inorgánicos
Bacterias desnitrificantes	<i>Bacillus</i> <i>Pseudomonas</i>	Reducen nitratos y nitritos a nitrógeno gaseoso u óxido nítrico
Bacterias fijadoras de nitrógeno	<i>Azobacter</i> <i>Beijerinckia</i>	Capaces de fijar el nitrógeno atmosférico en NH ₃
Bacterias sulfurosas Bacterias reductoras de sulfatos	<i>Thiobacillus</i> <i>Desulfovibrio</i>	Oxida el azufre y el hierro Interviene en la corrosión de tuberías de hierro
Bacterias fotosintéticas	<i>Chlorobium</i> <i>Chromatium</i>	Reducen sulfuros a azufre elemental
Bacterias férricas Filamentosas	<i>Sphaerotilus</i>	Dan volumen a los lodos en las plantas de lodos activados
Oxidantes del hierro	<i>Leptothrix</i>	Oxidan el hierro ferroso

2.4.3.1. Microbiología del agua, de aguas residuales y organismos indicadores

En la actualidad es bien conocido el potencial del agua para propagar epidemias masivas. En los primeros años del siglo pasado, los intentos por controlar la fiebre tifoidea y diversas afecciones entéricas (o intestinales) dieron por resultado múltiples patentes respecto al uso de agentes oxidantes y otras técnicas de purificación del agua (Henry y Heinke, 1996).

Muchas formas de vida microbiana pueden existir en agua en tanto se satisfagan las necesidades físicas y nutricionales apropiadas para el crecimiento. Las bacterias aerobias y los protozoarios necesitan oxígeno disuelto para crecer. El nitrógeno y el fósforo, así como la luz son indispensables para las algas. El número y el tipo de microorganismos presentes constituyen un

início de la calidad del agua. En el agua limpia o con un bajo contenido de nutrientes, el número total de microorganismos es limitado, pero puede haber una gran variedad de especies, a medida que el contenido de nutriente aumenta, también lo hace el número de microorganismos, en tanto que el número de especies se reduce. En la Tabla 2.6 se presentan las cantidades representativas de bacterias en diversas aguas (Henry y Heinke, 1996).

Tabla 2.6. Cantidades representativas de bacterias en diversas aguas (Henry y Heinke, 1996)

Fuente	Bacterias en 100 mL	Bacterias coliformes en 100 mL*
Agua de la llave	10	0-1
Agua natural limpia	10^3	0- 10^2
Agua contaminada	10^6 - 10^8	10^3 - 10^5
Aguas negras sin tratar	10^8	10^5

*Las bacterias coliformes están presentes en las aguas negras pero se mueren con el tiempo en las aguas naturales. Su hábitat natural son los intestinos de mamíferos de sangre caliente y el suelo.

La mayor parte de las enfermedades transmitidas a través del agua son de origen intestinal. La materia fecal de huéspedes o portadores infectados puede introducirse de diversas maneras en un sistema de abastecimiento de agua o en un área de natación. La más común es por descarga directa de aguas negras, sin tratamiento, en el agua receptora. Se ha rastreado el origen de brotes específicos de enfermedades a interconexiones entre tuberías de agua y alcantarillado, a rupturas en cañerías de acueducto, y a contaminación de sistemas de abastecimiento de agua durante inundaciones o fallas temporales de una planta de tratamiento de aguas negras.

2.4.3.2. Patógenos

Un patógeno es un agente que causa infección en un huésped vivo. Actúa como parásito dentro del huésped, ya sean individuos o células, y trastorna las actividades fisiológicas normales. Este trastorno es lo que causa los síntomas de la enfermedad, como alta temperatura, un desajuste en el proceso digestivo, un cambio en la química sanguínea y otros indicios de infección.

El termino infección, significa que un agente productor de enfermedad está creciendo y multiplicándose dentro del huésped, quien puede tener o no síntomas de la enfermedad. La presencia del agente estimula al huésped a producir anticuerpos. De acuerdo con la eficacia de éstos, el resultado puede ser enfermedad, recuperación, muerte, o limitar el crecimiento del agente hasta el punto en que los síntomas de infección no se manifiesten, esto es, el huésped está infectado sin que aparente estar enfermo. Las medidas para prevenir o vencer a la infección se denominan desinfección.

Los organismos patógenos (Tabla 2.7) son incapaces de crecer en el agua, pero pueden sobrevivir en ella por varios días (en estado latente). Algunos tipos comunes de enfermedades de transmisión por agua son la salmonelosis, la shigelosis, el cólera, la hepatitis infecciosa, la amibiasis, la giardiasis y la esquistosomiasis. En muchas partes del mundo periódicamente se producen epidemias de todas estas enfermedades, a excepción de los países desarrollados que cuentan con sistemas adecuados de abastecimiento de agua y eliminación de aguas residuales. (Henry y Heinke, 1996).

Tabla 2.7. Organismos patógenos (Henry y Heinke, 1996)

Enfermedades	Agentes y vectores
<i>Bacterianas</i>	
Antrax	Lana y pieles animales contaminadas; carne semicruda a infectada; inhalación de esporas arrastradas por el aire
Botulismo	Toxina termolábil que se produce en alimentos no ácidos en empaques anaerobios; organismos del suelo y del tracto intestinal de los animales
Brucelosis o fiebre undulante	Contacto con cerdos, ganado, cabras y caballos infectados; el uso de leche y derivados de ella sin pasteurizar o procesar es la causa de casos y brotes esporádicos
Cólera	Las heces o portadores de agua contaminada, leche, alimentos o incluso a través de moscas, la oleada inicial de cólera epidémico se transmite por agua
Peste bubónica y selvática	Organismos transmitidos por pulgas de ratas y roedores silvestres; el vómito contaminado de la pulga penetra la piel durante la picadura
Salmonelosis	Las heces de animales y personas contaminan los alimentos; los organismos se multiplican en la comida no refrigerada y suministran dosis masivas
Shigelosis o disentería bacilar	Cuatro grupos del bacilo disentérico, <i>Shigella dysenteriae</i> , <i>S. flexneri</i> , <i>S. boydii</i> y <i>S. sonnei</i> , salen en las heces y regresan directamente a la boca o por medio del agua, los alimentos, las moscas u objetos que se ensucian con heces
Fiebre tifoidea y paratifoidea	Las heces y la orina de ciertos casos y de portadores de agua contaminada, leche, alimentos y moscas
<i>Por rickettsias</i>	
Tifus endémico y tifus epidémico	Las pulgas transmiten las rickettsias ya sea de rata a rata o de rata a humanos; los organismos de las heces de las pulgas penetran por picaduras y abrasiones recientes
<i>Virales</i>	
Hepatitis infecciosa	Los brotes se han relacionado con agua, leche y alimentos contaminados, incluso mariscos
Fiebre amarilla	Fiebre amarilla urbana de casos humanos por <i>Aedes aegypti</i> ; fiebre amarilla selvática de monos y titíes por mosquitos forestales; la presencia de <i>Aedes aegypti</i> en grandes áreas de África y el sureste asiático requiere vigilancia no obstante la ausencia de fiebre amarilla
<i>Por protozoarios</i>	
Amibiasis o disentería amibiana	Transferencia de mano a boca, contaminación por verduras crudas, moscas, manos sucias de manipuladores de alimentos, agua
Malaria	Tres tipos de plasmodio se transmiten de persona a persona por medio de una de las aproximadamente 20 especies del mosquito anófeles, que son vectores eficientes
Giardiasis	Los quistes de <i>Giardia lamblia</i> de las heces de humanos contaminan el agua y causan diarrea
Criptosporidiosis	Los ooquistes de <i>Cryptosporidium parvum</i> se expelen en las heces. Los brotes tiene relación con abastecimientos de agua contaminados
<i>Helmínticas</i>	
Ascariasis o lombrices intestinales	El suelo contaminado con heces de personas infectadas contiene huevos embrionados, la ingestión de estos suelos o de alimentos crudos que han tenido contacto con el suelo es la ruta de infección
Enfermedades por anquilostomas	Penetración de la piel por larvas que se desarrollan en suelos contaminados con heces de personas infectadas
Enfermedades solitarias	Causadas por <i>Taenia solium</i> (cerdos) y <i>Taenia saginata</i> (ganado). Parásitos intestinales comunes entre consumidores de carne en áreas ganaderas (p.e. partes de E.U., Canadá y México)
Esquistosomiasis	Los huevos de <i>Schistosoma mansoni</i> y <i>S. japonicum</i> salen con las heces de humanos y de <i>S. haematobium</i> con la orina para seguir su ciclo en agua a través de tipos específicos de caracoles, hasta la forma de cercaria que penetra la piel humana, los animales domésticos y los roedores silvestres albergan <i>S. japonicum</i> .

En la Tabla 2.8 se presentan algunos organismos que pueden estar presentes en el agua residual cruda. De ellos destacan, los helmintos y la *Salmonella* que se relacionan con las principales enfermedades gastrointestinales del país y que, bajo condiciones favorables sobreviven por largos periodos en el agua, los cultivos y los suelos.

Tabla 2.8. Tiempos de sobrevivencia de patógenos (20-30 °C) (Jiménez et al., 1999; Feachem et al., 1983)

Tiempo de sobrevivencia (días)	
Patógeno	Agua
<i>Virus</i>	
Enterovirus	50-120
<i>Bacterias</i>	
Coliformes fecales	30-60
<i>Salmonella</i>	30-60
<i>Shigella</i>	10-30
<i>Vibrio cholerae</i>	10-30
<i>Protozoos</i>	
Quistes de <i>Entamoeba histolytica</i>	15-30
<i>Helmintos</i>	
Huevos de <i>Ascaris lumbricoides</i>	Algunos meses

2.4.4. Pruebas microbiológicas

Con el fin de evaluar al método de Fenton como un método de desinfección se realizaron pruebas microbiológicas, a continuación se mencionan los fundamentos y conceptos más importantes para poder tener una idea clara de lo que se realizó.

Por su minúsculo tamaño los microorganismos no pueden estudiarse como individuos, sino que es necesario manejarlos como colonias. Para ello es necesario cultivarlos, es decir favorecer su multiplicación *in vitro*, en ambientes especiales que proporcionen los nutrientes necesarios para su crecimiento y multiplicación. En estos ambientes se debe eliminar a todos aquellos microorganismos que interfieren en el estudio de microorganismos de interés, es por eso que antes de realizar dichas pruebas, todo el material que se utilice debe ser esterilizado.

La esterilización es el proceso mediante el cual se destruyen todas las formas de vida de un objeto, medio o superficie. Para lograr este fin, se cuenta con una variedad de métodos y su elección dependerá de la naturaleza del material que se va a esterilizar.

Todas las formas de vida, desde los microorganismos hasta los seres humanos, toman del ambiente las sustancias que requieren para sintetizar su material celular, generar energía y efectuar un funcionamiento adecuado. Estas sustancias se denominan nutrientes. Los microorganismos son extraordinariamente diversos en cuanto a sus propiedades fisiológicas específicas y, por consiguiente, en cuanto a sus requerimientos de nutrientes específicos.

De este modo, en los laboratorios de microbiología se han diseñado múltiples medios de cultivo (mezclas de agua y sustancias orgánicas y/o inorgánicas) que contienen todos los nutrientes

necesarios en cantidades apropiadas a los requerimientos específicos de aquellos microorganismos que se desea propagar y cultivar.

La detección de agentes patógenos en el agua es difícil, económicamente costosa y poco práctica en los análisis rutinarios del agua. En su lugar, el agua se valora empleando un sustituto, que actúa como indicador de contaminación fecal. Puesto que los organismos no patógenos también habitan en gran número en el intestino y están siempre presentes en las heces, junto con los agentes patógenos que pudiera haber, pueden servir como indicadores de contaminación fecal.

Las principales características de un buen organismo indicador son:

- (1) Su ausencia indica la inexistencia de patógenos entéricos (o intestinales);
- (2) La densidad de los organismos indicadores está relacionada con la probabilidad de la presencia de patógenos;
- (3) En el medio de los organismos indicadores sobreviven un poco más que los patógenos. Es evidente que no existe un organismo ideal indicador de esta naturaleza. Sin embargo, la presencia de coliformes totales, coliformes fecales, estreptococos fecales y *Clostridium perfringens* se considera como indicio de contaminación por heces, y por muchos años se ha empleado para valorar la calidad del agua.

El recuento de indicadores bacterianos se lleva a cabo por medio de dos métodos alternativos: la técnica de fermentación en tubos múltiples, también llamada procedimiento del número más probable, o NMP, y el método de filtro de membrana (FM).

La técnica de filtro de membrana (FM) 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 (APHA, 1992 y 1998).

Como ya se explicó, resulta poco práctico detectar, diferenciar o hacer el recuento de los organismos patógenos que pueden estar presentes en el agua. Por consiguiente, para vigilar la calidad del agua esta se prueba en busca de organismos indicadores que están presentes cuando hay contaminación fecal. El grupo de los coliformes es el indicador bacteriano más común de contaminación fecal, y la mayor parte de los países han establecido normas para limitar la densidad media geométrica de bacterias coliformes totales o fecales.

En este trabajo se evaluó al reactivo de Fenton como un método de desinfección, con este fin se realizaron las pruebas microbiológicas correspondientes a coliformes totales, coliformes fecales, Salmonella, Shigella y Escherichia coli, ya que estos se encuentran dentro de los principales agentes patógenos y/o indicadores de los mismos. A continuación se presenta una breve explicación sobre cada uno de estos parámetros microbiológicos.

2.4.4.1. Coliformes totales

De los organismos indicadores, las bacterias coliformes totales son las que se usan con mayor frecuencia. Este grupo incluye por definición, "todas las bacterias aerobias y anaerobias

facultativas, gramnegativas, no esporuladas y de forma alargada producen colonias rojas con brillo metálico en un medio tipo Endo que contenga lactosa tras una incubación de 24 horas a 35°C (APHA et al., 1992). El grupo coliforme así definido se caracteriza por producir aldehídos a partir de la fermentación de la lactosa. Este grupo se compone de *Escherichia coli*, *Enterobacter aerogenes*, *Citrobacter freundii* y bacterias afines (Tabla 2.9).

Tabla 2.9. Nomenclatura de las enterobacteriáceas (APHA, 1992)

Familia	Género	Especie
Escherichiae	<i>Escherichia</i>	<i>E. coli</i>
	<i>Shigella</i>	<i>S. dysenteriae</i> , <i>S. flexneri</i> , <i>S. boydii</i> , <i>S. sonnei</i>
Edwardsiellae	<i>Edwardsiella</i>	<i>E. tarda</i>
Salmonelleae	<i>Salmonella</i>	<i>S. cholerae-suis</i> , <i>S. typhi</i> , <i>S. enteritidis</i>
	<i>Arizona</i>	<i>A. hinshawii</i>
	<i>Citrobacter</i>	<i>C. freundii</i> , <i>C. diversus</i>
Klebsielleae	<i>Klebsiella</i>	<i>K. pneumoniae</i> , <i>K. ozaenae</i> , <i>K. rhinoscleromatis</i> , <i>K. oxytoca</i>
	<i>Enterobacter</i>	<i>E. cloacae</i> , <i>E. aerogenes</i> , <i>E. agglomerans</i>
	<i>Serratia</i>	<i>S. marcescens</i> , <i>S. liquefaciens</i> , <i>S. rubidaea</i>
	<i>Hafnia</i>	<i>H. alvei</i>
Proteeae	<i>Proteus</i>	<i>P. vulgaris</i> , <i>P. mirabilis</i>
	<i>Providencia</i>	<i>P. alcalifaciens</i> , <i>P. stuartii</i> , <i>P. rettgeri</i>
Erwinieae	<i>Morganella</i>	<i>M. morganii</i>
	<i>Erwinia</i>	
	<i>Pectobacterium</i>	
Yersinieae	<i>Yersinia</i>	<i>Y. pestis</i> , <i>Y. enterocolitica</i> , <i>Y. pseudotuberculosis</i> , <i>Y. ruckeri</i> , <i>Y. intermedia</i> , <i>Y. fredericksonii</i>

El medio Endo Agra se emplea para el análisis de los coliformes totales, el cual detecta la presencia de los siguientes microorganismos:

- *E. faecalis*
- *E. coli*
- *K. pneumoniae*
- *P. vulgaris*
- *P. aeruginosa*
- *S. typhimurium*
- *S. paratyphi*
- *S. typhi*
- *S. dysenteriae*
- *S. flexneri*

2.4.4.2. Coliformes fecales

Los coliformes fecales son más específicos ya que permiten detectar de forma confiable a la *Escherichia coli*, bacteria considerada como indicador de una peligrosa contaminación de tipo fecal por la posible presencia de patógenos excretados

La diferenciación entre coliformes totales y coliformes fecales se basa en su capacidad o incapacidad para crecer a 44.5 ± 0.5 °C.

En lo que se refiere a la técnica del filtro de membrana, el grupo coliforme fecal puede definirse como el formado por las bacterias aerobias y anaerobias facultativas, gramnegativas, no esporuladas y de forma alargada, que desarrollan una colonia azul en presencia de humedad con un brillo metálico en un medio tipo M-FC que contenga lactosa tras una incubación de 24 horas a 45 °C (termotolerantes). Su principal representante es *Escherichia coli* y algunas cepas de *Klebsiella pneumoniae* (APHA, 1992, INDRE, 1993)

El medio M-FC Agar se utiliza para el análisis de los coliformes fecales. Este medio detecta la presencia de los siguientes microorganismos:

- *E. aerogenes*
- *E. coli*
- *K. pneumoniae*

2.4.4.3. *Salmonella* y *Shigella*

En los humanos se presentan tres formas de salmonelosis: Gastroenteritis aguda, septicemia (envenenamiento de la sangre) y fiebres entéricas. La causa de estas complicaciones son diversas especies de *Salmonella*. Los síntomas comunes de gastroenteritis son diarrea y espasmos abdominales, seguidos de fiebre que dura entre 1 y 4 días. Estos síntomas pueden ser severos, pero las tasas de mortalidad son bajas. La especie que comúnmente se aísla de los pacientes con gastroenteritis por *Salmonella* es *S. typhimurium*. Durante una septicemia, algunas bacterias se propagan al bazo, los riñones, el corazón y los pulmones, y se pueden formar lesiones en estos órganos. La fiebre tifoidea (una fiebre entérica) causada por *S. typhi*, sólo se presenta en los humanos. Una vez que se ingieren, las bacterias causan una infección generalizada, y luego de un periodo de incubación de 10 a 14 días se presenta una fiebre (40 °C) que persiste varias semanas. Acompañan a la fiebre dolor abdominal y trastornos intestinales. Alrededor del 3% de los pacientes de tifoidea se convierten a la postre en portadores crónicos de la enfermedad, los cuales se recuperan de los síntomas pero continúan albergando los microorganismos. Por lo general, *S. typhi* sobrevive menos de una semana en la naturaleza pero subsiste mucho más tiempo en agua muy fría o hielo (Henry y Heinke, 1996).

La shigelosis también conocida como disentería bacilar o diarrea aguda. Al igual que la fiebre tifoidea, es una afección asociada a higiene deficiente, hacinamiento excesivo y abastecimiento de agua riesgoso. Varias especies del género *Shigella* son patógenas para los humanos. La shigelosis se caracteriza por espasmos abdominales, diarrea y fiebre después de un periodo de incubación de 1 a 4 días. Los antibióticos son eficaces en el tratamiento de la disentería bacilar. No se ha tenido tanto éxito en la prevención de infecciones por *Shigella* como en el control de la fiebre tifoidea (Henry y Heinke, 1996).

Aunque la mayoría de las epidemias de shigelosis se transmiten por alimentos contaminados o por contagio de persona a persona, también pueden ser transportadas por el agua. Los brotes de transmisión hídrica son, a menudo, consecuencia de la interrupción del tratamiento de agua, de la

contaminación de un buen suministro de agua por excretas transportadas por inundaciones, por conexiones cruzadas entre conducciones de agua contaminada y de agua potable, por suministros de agua no tratada o por el paso de aguas residuales a los canales.

Se utiliza el medio Agar para *Salmonella* y *Shigella*, con el cual se detecta la presencia de los siguientes microorganismos:

Salmonella:

Shigella:

- | | |
|-------------------------|-------------------------|
| ➤ <i>S. typhimurium</i> | ➤ <i>S. dysenteriae</i> |
| ➤ <i>S. paratyphi</i> | ➤ <i>S. flexneri</i> |
| ➤ <i>S. typhi</i> | |

2.4.4.4. *Escherichia coli*

La *Escherichia coli* es el tipo de coliforme más frecuente y predominante en el intestino humano. No obstante, se han aislado *E. coli* productores de enfermedades en todo el mundo. La diarrea del viajero podría deberse a una *E. coli* patógeno.

Hasta el momento se han asociado tres tipos de enteropatías con cepas de *E. coli*: Enteropatógenas (EPEC), enterotóxicas (ETEC) y enteroinvasivas (EIEC). Se han publicado al menos seis mecanismos de manifestación de la virulencia, que oscilan entre la producción de toxinas similares a las del cólera y la entero adherencia. Los distintos tipos de *E. coli* patógeno pueden asociarse a uno o varios de estos mecanismos.

En los países tropicales *E. coli* no es la coliforme intestinal predominante, así que en este caso la prueba de coliformes totales, más que la de fecales, es la medida más útil de la contaminación

2.4.5. Pruebas parasitológicas

Desgraciadamente, en nuestro país los coliformes fecales no logran servir de indicadores para todos los riesgos ya que es posible tener una presencia nula de éstos y el agua estar contaminada con helmintos. Situación por demás alarmante ya que la dosis infectiva de éstos es de 1 huevo/L (Ayres et al., 1989). Por esta razón y para que un agua sea lo suficientemente segura, es necesario aplicar un tratamiento que permita la eliminación de estos microorganismos. Por esto, surgió la inquietud de completar las pruebas microbiológicas realizando la determinación de huevos de helmintos. Para así evaluar al método de Fenton como un desinfectante tanto de agentes patógenos como de agentes parásitos.

Las aguas con alto contenido de patógenos pueden provocar helmintiasis, enfermedades intestinales y más que representan un serio problema de salud pública. Una cuarta parte de la población mundial ha estado o está infectada con *Ascaris lumbricoides* u otro tipo de helmintos. En conjunto las helmintiasis intestinales son causas de muerte de alrededor de 100 000 individuos por año y producen cuadros clínicos como anemia, obstrucción intestinal, prolapso rectal y diarrea en el resto de los enfermos (INDRH, 1993). La parasitosis intestinal menos frecuente es la *Taenia solium*; sin embargo, su trascendencia es elevada por la infección de formas larvarias denominadas cisticercosis y su localización es el sistema nervioso central (Kumate et al., 1990)

Una característica importante de la helmintiasis es que afectan especialmente a las poblaciones con menos de 15 años.

Los helmintos son animales pluricelulares que parasitan al hombre y poseen células organizadas en tejidos y órganos especializados para distintas funciones vitales. Todos son heterótrofos, pudiendo ser hermafroditas o unisexuados, tienen reproducción sexual. La unión de los gametos termina con la formación de un huevo que contiene el cigoto y vitelo (material nutritivo necesario para el desarrollo embrionario hasta el estadio de larva). Las dimensiones varían de cerca de un milímetro a varios metros de longitud (Jiménez et al., 1999). Poseen órganos diferenciados y sus ciclos vitales comprenden la producción de huevos o larvas infecciosas y la alternancia compleja de generaciones que incluye hasta tres huéspedes diferentes (Chandler y Read, 1976; Biagi, 1990; Kumate et al., 1990). Estos parásitos generalmente no aumentan su población dentro del mismo huésped, como lo hacen las bacterias o los protozoarios. Para aumentar la población en un individuo afectado es necesario que éste sufra nuevas infecciones procedentes del exterior.

La eliminación de los coliformes fecales en el agua no implica la eliminación de otros parásitos potencialmente patógenos al hombre que tienen su origen en las excretas de individuos infectados (enfermos o portadores asintomáticos), debido a una mayor resistencia a ciertos tipos de desinfección. Los helmintos se caracterizan por presentar (Hespanhol y Prost, 1993):

- Persistencia de diversos estadios en el ambiente
- Una dosis infectiva mínima (1/L)
- Ningún tipo de inmunidad en los humanos
- Periodo de latencia largo
- Resistencia al calor, la luz ultravioleta y al ozono

En la NOM-001-ECOL-1996 se establece que para determinar la contaminación por parásitos se tomará como indicador los huevos de helminto, siendo el límite permisible de 1 HH/L para riego no restringido y de 5 HH/L para riego restringido.

Entre los tipos de huevos de helminto comúnmente encontrados en las aguas residuales de México se tiene:

- *Ascaris* sp
- *Toxocara* sp
- *Trichuris* sp
- *Hymenolepis diminuta*
- *Hymenolepis nana*
- *Taenia* sp

De acuerdo a investigaciones realizadas durante un periodo de 3 años, se ha encontrado que en el caso del agua residual de una de las salidas del drenaje de la Ciudad de México, la incidencia de huevos de helminto presentes tiene un valor promedio de 29+/-15 HH/L. Del total de huevos de helminto, el 90 % es *Ascaris* sp, 6 % para *Hymenolepis nana* y 2 % para *Toxocara* sp y *Trichuris* sp en la misma proporción (Jiménez et al., 1999).

En la Tabla 2.10 se muestran los ordenes de magnitud de huevos de helminto detectados en México.

Tabla 2.10. Ordenes de magnitud de HH en México (Jiménez et al., 1999)

HH/L	Tipo de agua
12 a 120	Para agua residual doméstica, en algunos casos hasta 380
2 a 5	Para efluentes de lodos activados con menos de 30 mg SST/L
1.5 a 3	Para un tratamiento primario avanzado con menos de 40 mg SST/L
0 a 1	Para efluentes filtrados tanto de lodos activados como del tratamiento primario avanzado

Existen diversas técnicas para la identificación de huevos de helminto, entre las que destacan la de filtro de membrana, la de Leeds I modificada, la de Faust modificada y la de la EPA (Jiménez et al., 1999). Por su precisión, sensibilidad, reproductibilidad y costo ésta última fue la seleccionada para su empleo en México (NOM-003-ECOL-1997).

CAPITULO 3 METODOLOGÍA EXPERIMENTAL

En este capítulo se presenta la metodología experimental empleada para evaluar la aplicación del reactivo de Fenton en la depuración y desinfección de las aguas residuales del Gran Canal y del Río Churubusco.

Para establecer las mejores condiciones experimentales para el tratamiento del agua residual de la mezcla del Gran Canal y del Río Churubusco con el método de Fenton se realizaron 3 etapas experimentales (Figura 3.1), las cuales fueron:

1. Determinación de la mejor relación de reactivos $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$,
2. Determinación de la mejor dosis de reactivos $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$ y,
3. Realización de las pruebas para confirmar que las condiciones determinadas fueron las adecuadas.

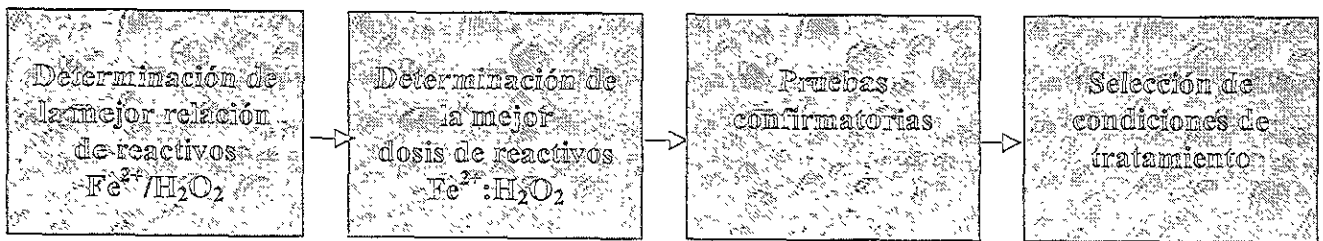


Figura 3.1 Etapas experimentales

3.1. ETAPAS EXPERIMENTALES

3.1.1. Determinación de la mejor relación de reactivos $\text{Fe}^{2+}:\text{H}_2\text{O}_2$

En la primera etapa de la metodología experimental, se realizó la caracterización del agua residual y las pruebas fisicoquímicas y microbiológicas, así como su duplicado, para determinar la mejor relación, probando distintas concentraciones de peróxido de hidrógeno (H_2O_2) y manteniendo fija la concentración de hierro (Fe^{2+}), después se seleccionó la relación con la que se obtuvieron los mejores resultados en la depuración y desinfección del agua residual.

3.1.2. Determinación de la mejor dosis de reactivos $\text{Fe}^{2+}:\text{H}_2\text{O}_2$

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 y microbiológicas también se realizaron por duplicado. Basándose en los resultados obtenidos se seleccionó la dosis ideal de reactivos $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$.

3.1.3. Pruebas confirmatorias

La tercera y última etapa de la fase experimental consistió en realizar 3 pruebas confirmatorias, con su respectivo duplicado, utilizando la dosis óptima de reactivos que se determinó. A partir de esta etapa se complementó este trabajo con la inclusión de las pruebas de fósforo reactivo total y con la determinación de huevos de helminto.

A manera de resumen y para un mejor entendimiento de las distintas etapas de la metodología experimental, se presenta en la figura 3.2 un diagrama de flujo del esquema general del trabajo realizado.

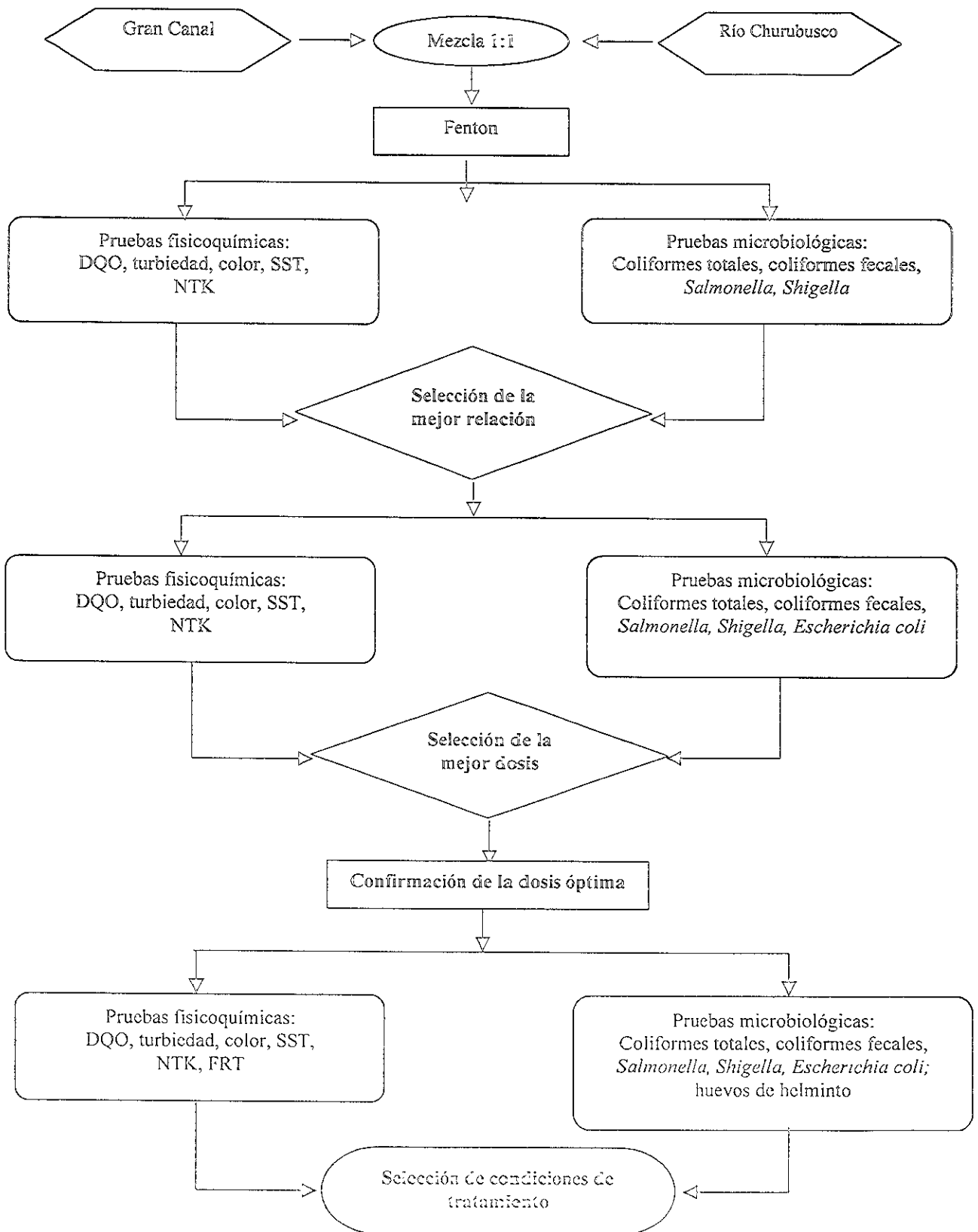


Figura 3.2 Diagrama de flujo de las distintas etapas de la metodología experimental.

La validez del trabajo experimental y de los resultados obtenidos se garantizó con el empleo de las técnicas analíticas recomendadas por las normas técnicas mexicanas que se presentan en la Tabla 3.1 y por los métodos estándar (APHA, 1992 y 1998) en la caracterización fisicoquímica, microbiológica y parasitológica de las aguas residuales, las aguas tratadas con el método de Fenton y los lodos generados de dicho tratamiento.

Tabla 3.1. Normas mexicanas de referencia para la caracterización fisicoquímica y microbiológica

Norma	Título	Fecha de publicación en el D.O.F.
NMX-AA-003	Aguas residuales – Muestreo	25 de marzo de 1980
NMX-AA-007	Aguas – Determinación de la temperatura – Método visual con termómetro	23 de julio de 1980
NMX-AA-008	Aguas – Determinación de pH - Método potenciométrico	25 de marzo de 1980
NMX-AA-017	Aguas – Determinación de Color	11 de septiembre de 1980
NMX-AA-026	Aguas – Determinación de nitrógeno total – Método Kjeldahl	27 de octubre de 1980
NMX-AA-029	Aguas – Determinación de fósforo total – Métodos espectrofotométricos	21 de octubre de 1981
NMX-AA-030	Aguas – Determinación de la demanda química de oxígeno	27 de abril de 1981
NMX-AA-034	Aguas – Determinación de sólidos en agua – Método gravimétrico	3 de julio de 1981
NMX-AA-038	Aguas – Determinación de Turbiedad	7 de abril de 1982
NMX-AA-102	Aguas – Detección enumeración de organismos coliformes, organismos coliformes termotolerantes y <i>Escherichia coli</i> presuntiva - Método de Filtración en Membrana	28 de agosto de 1987.
Anexo 1 de la NOM-001-ECOL-1996	Técnica para la determinación y cuantificación de huevos de helminto	14 de agosto de 1998

3.2. METODOLOGÍA DE MUESTREO Y CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL A TRATAR

Las aguas residuales que se estudiaron son las evacuadas por el Gran Canal y por el Río Churubusco. Dado que estas 2 corrientes terminan por mezclarse para su evacuación final de la Ciudad de México, se consideró que el estudio sería 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 (González, 2001).

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 et al, 1995). El muestreo se realizó de acuerdo a la norma mexicana NMX-AA-003.

Los pasos a seguir para el muestreo en canales y colectores fueron los siguientes:

Se tomaron las muestras en el centro del canal o colector. Se seleccionaron en lugares donde el flujo es turbulento a fin de asegurar un buen mezclado. Se emplearon bidones de plástico de 50 L de capacidad, los cuales fueron enjuagados repetidas veces con el agua por muestrear antes de efectuar el muestreo. Las muestras se conservaron en refrigeración a una temperatura de 277K (4°C). El intervalo de tiempo entre la extracción de la muestra y su análisis fue menor de 24 horas.

Con el fin de contar con un agua de características relativamente constantes para realizar varias series de experimentos equivalentes, en cada muestreo se recolectaron un mínimo de 200 L de agua, la cual fue conservada a 4 °C en un periodo menor a 2 horas después de su recolección.

Para realizar estas 3 etapas de experimentación se realizaron 5 muestreos en el Gran Canal y el Río Churubusco (Tabla 3.2).

Tabla 3.2. Recolección de agua residual del Gran Canal y el Río Churubusco

Muestreo	Corridas experimentales	Fecha de recolección	Objetivo
1°	1-A 1-B	23 de Abril del 2001	Selección de la mejor relación de reactivos de Fenton
2°	2-A 2-B	7 de Mayo del 2001	Selección de la mejor dosis de reactivos de Fenton
3°	3-A 3-B	30 de Mayo del 2001	1ª prueba confirmatoria de la dosis óptima de reactivos de Fenton
4°	4-A 4-B	11 de Junio del 2001	2ª prueba confirmatoria de la dosis óptima de reactivos de Fenton
5°	5-A 5-B	20 de Junio del 2001	3ª prueba confirmatoria de la dosis óptima de reactivos de Fenton

Con el agua recolectada en cada muestreo se realizó una corrida experimental donde se efectuó la caracterización fisicoquímica y microbiológica del agua residual cruda, el agua tratada y los lodos generados. Para su mejor identificación a cada corrida se le asignó una clave compuesta de un número y la letra "A" o "B", el número indica a cual de los 5 muestreos pertenece el agua analizada, mientras que la letra "A" indica que fue la corrida experimental principal y la letra "B" que fue el duplicado de la anterior.

En la Tabla 3.3 se presentan todos los parámetros que se evaluaron, así como la información que se obtuvo en cada una de las corridas experimentales.

Tabla 3.3. Corridos experimentales

Corrida experimental	Parámetros Fisicoquímicos						Parámetros Microbiológicos					Parámetros Parasitológicos	Información obtenida
	DQO	Color	Turb.	SST	NTK	FRT	C.T.	C.F.	<i>Salmonella</i>	<i>Shighella</i>	<i>E. Coli</i>	H.H.	
1-A	X	X	X	X	X	-	X	X	X	X	-	-	Determinación de la relación ideal
1-B	X	X	X	X	X	-	X	X	X	X	-	-	Replica para la determinación de la relación ideal
2-A	X	X	X	X	X	-	X	X	X	X	X	-	Determinación de la dosis ideal
2-B	X	X	X	X	X	-	X	X	X	X	X	-	Replica para la determinación de la dosis ideal
3-A	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	Prueba confirmatoria 1
3-B	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	Replica de la prueba confirmatoria 1
4-A	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	Prueba confirmatoria 2
4-B	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	Replica de la prueba confirmatoria 2
5-A	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	Prueba confirmatoria 3
5-B	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	Replica de la prueba confirmatoria 3

No se determinó el parámetro

X Indica los parámetros que fueron determinados.

DQO: Demanda Química de Oxígeno

Turb.: Turbiedad

NTK: Nitrógeno Total Kjeldahl

SST: Sólidos suspendidos totales

C.T.: Coliformes Totales

FRT: Fósforo Reactivo Total

C.F.: Coliformes Fecales

HH: Huevos de Helminto

3.3. TÉCNICAS EMPLEADAS

Se determinaron los siguientes parámetros de calidad del agua:

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

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

3.3.1. Pruebas físicoquímicas

Como apoyo para la metodología experimental se presentan las curvas de calibración realizadas para este trabajo en el Anexo A1. En el mismo Anexo se encuentran los diagramas de flujo y la preparación de reactivos para las distintas pruebas realizadas. Las fotografías de los equipos utilizados se presentan en el Anexo A2.

3.3.1.1. Demanda Química de Oxígeno

Este parámetro es fundamental en la evaluación del método de Fenton en la depuración de las aguas residuales. Ya que se consideró como base para determinar la eficiencia del tratamiento. Fue el parámetro clave en la selección de la mejor relación y de la mejor dosis de reactivos de Fenton.

El método que se empleó fue la técnica micro de reflujo cerrado (APHA, 1992 y 1998), utilizando dicromato de potasio como agente oxidante, debido a su mayor capacidad oxidante, a su aplicabilidad, a una mayor variedad de muestras y a su fácil manipulación.

Esta técnica consiste en tomar 2 mL de muestra problema (agua residual, agua tratada o lodo) en un tubo de cultivo y agregar 3 mL de solución de ácido sulfúrico (H_2SO_4)/sulfato de plata (Ag_2SO_4) y 1 mL de solución de digestión; se tapa, se agita vigorosamente y se somete a digestión con reflujo cerrado, esto es, se mete la muestra a la estufa (o a un termoreactor) a $165^\circ C$ durante 30 minutos, se lleva simultáneamente un blanco de agua destilada

A continuación se dejan enfriar los tubos de cultivo y se efectúa el análisis colorimétrico, el cual se realizó en un espectrofotómetro GBC UV/Vis 911, empleando para ello una técnica de barrido a una longitud de onda de 620 nm, se ajusta a cero con el blanco y se lee la absorbancia de cada muestra problema.

Para determinar la concentración de la DQO, se hizo previamente una curva de calibración utilizando muestras estándares de concentración conocida, en este caso se utilizó hidrogenosulfato de potasio ($C_8H_9KSO_4$) el cual tiene una DQO teórica de 1.176 mg O_2 /mg. De tal forma que la

absorbancia de la muestra problema se obtiene en el espectrofotómetro y su concentración se obtiene por la interpolación de la absorbancia en la curva de calibración (Anexo A1).

3.3.1.2. Turbiedad

El equipo con que se cuenta en el laboratorio es 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.

3.3.1.3. Color

En el laboratorio se cuenta con un aparato especializado en la medición del color del agua, este es 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 μm 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).

3.3.1.4. Sólidos totales

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

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

En donde:

ST = Sólidos totales, en mg/L

G_i = 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

3.3.1.5. Nitrógeno Total Kjeldahl

Se toma el volumen de la muestra a partir de la Tabla 3.4

Tabla 3.4. Selección del volumen de la muestra (APHA, 1992)

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

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 por cada prueba de jarras se caracterizaron 4 muestras problema:

1. Blanco de agua destilada,
2. Agua tratada (con la mejor relación o dosis de reactivos de Fenton),
3. Agua residual cruda y,
4. Lodos obtenidos del mismo reactor del agua tratada.

Éstos se vierten en matraces Kjeldahl de 250 mL, se les añaden 10 mL de reactivo de digestión y se digieren a 410 °C durante 30 minutos en el digestor rápido de 4 lugares Labconco 23080 bajo la campana y tapados con el sistema de 4 bulbos de vidrio, ya que se producen gases tóxicos (H₂S).

Después de la digestión de la muestra, y después de enfriar lo suficiente para manipular los matraces Kjeldahl, se transfieren 20 mL de muestra, empezando por el blanco, al aparato de destilación rápida Labconco 65000. La muestra se destila desde un medio alcalino, añadiendo 10 mL de solución hidróxido-tiosulfato y se absorbe en ácido bórico. La recuperación total de nitrógeno amoniacal se cumple en 3-5 minutos de tiempo de destilación. El nitrógeno Kjeldahl se determina por titulación con un ácido mineral patrón, en este caso ácido sulfúrico 0.02 N.

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.

3.3.1.6. Fósforo Reactivo Total

Por el método del ácido vanadomolibdofosfórico, el fósforo en presencia del vanadio da lugar al complejo de fosfovanadomolibdato, produciendo una coloración amarilla cuya intensidad se determina por espectrofotometría. Se efectúa al mismo tiempo e igual procedimiento una prueba testigo con agua destilada. Se toman 35 mL de muestra. Se ajusta el pH abajo de 10, adicionando ácido clorhídrico 1+1 y empleando solución indicadora de fenoltaleína. Se transfiere a un matraz aforado de 50 mL, se añaden 10 mL de solución de vanadato-molibdato y se diluye hasta la marca con agua agitando para homogeneizar. Se deja reposar la mezcla durante 10 minutos, después de los cuales se mide la absorbancia de la muestra contra el testigo con el que se ajusta el aparato a 100% de transmitancia a una longitud de onda de 470 nm. Este análisis colorimétrico se realizó en un espectrofotómetro GBC UV/Vis 911.

Para determinar la concentración del fósforo reactivo total, se realiza previamente una curva de calibración (Anexo A1) utilizando muestras estándares de concentración conocida de una solución patrón de fosfato (KH_2PO_4).

3.3.1.7. 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.

3.3.1.8. 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.

3.3.2. 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 de vidrio, se empleó la esterilización por calor húmedo, ya que las

CAPÍTULO 3. METODOLOGÍA

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/cm² (15 lb/in²) aplicadas durante 15 minutos.

Para la esterilización de las pinzas se pone la punta al mechero. Para la esterilización del embudo, el filtro, la superficie de la mesa de trabajo y el cuarto de microbiología se empleó luz ultravioleta.

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.

3.3.2.1. Preparación de los medios de cultivo

Como ya se mencionó con anterioridad se realizaron análisis de:

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

Para ello, se emplearon los medios de cultivo comerciales, que se muestran en la Tabla 3.5.

Tabla 3.5. Medios de cultivo empleados

Microorganismos	Medios de cultivo
Coliformes totales	Endo Agar
Coliformes fecales	M-FC Agar
Salmonella y Shigelia	Agar para Salmonella y Shigelia

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.

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.

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.

3.3.2.2. Técnica del filtro de membrana

La técnica de filtro de membrana (FM) es la que se empleó en este trabajo 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: 1×10^{-5} , 1×10^{-6} y 1×10^{-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 24 h.

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 24 h.

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).

3.3.2.3. 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 1×10^0 , 1×10^{-2} y 1×10^{-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*.

3.3.3. Determinación y cuantificación de los Huevos de Helminto

La metodología empleada está basada en Anexo 1 de la NOM-003-ECOL-1997 “Técnica para la determinación y cuantificación de huevos de helminto” y en el manual del curso de determinación y cuantificación de huevos de helminto (Jiménez et al., 1999).

Se necesitan 5 L de muestra (agua residual o tratada) o el equivalente a 1 g si es sólido (lodos), los cuales se deben contener en recipientes de plástico, ya que los helmintos tienen gran afinidad a las superficies de vidrio (Jiménez et al., 1999) lo que ocasiona interferencias en los resultados

sobretudo en el momento de la recuperación y la cuantificación. Se deja sedimentar durante 3 h o toda una noche. Hecho esto hay que decantar y filtrar el sedimento en un tamiz de 160 μm , enjuagando con 5 L de agua potable. Se deja sedimentar durante 3 h o toda una noche. Empleando la centrifuga Rotixa 50RS se centrifuga el sedimento a 2000 r.p.m. durante 5 minutos. Se decanta y se resuspende la pastilla formada en 150 mL de sulfato de Zinc (ZnSO_4) y se vuelve a centrifugar bajo las mismas condiciones. Se recupera el sobrenadante y se rompe la densidad con 1 L de agua destilada, y se deja reposar durante 3 h o toda la noche. Se decanta y se centrifuga el sedimento a 2500 r.p.m. durante 5 minutos. Se decanta y se reagrupa la pastilla con 15 mL de solución ácida de alcohol y 10 mL de éter etílico, permitiendo la salida del gas al homogeneizar. Se centrifuga a 3000 r.p.m. durante 3 minutos y se decanta, dejando menos de 1 mL de líquido transfiriéndolo a un disco Doncaster (Anexo A.2.5)

Por último se lee al microscopio óptico y se reporta el resultado como HH/L (NOM-003-ECOL-1997).

Una vez explicadas todas y cada una de las técnicas analíticas que se emplearon, se muestra la metodología empleada en el tratamiento y desinfección de las aguas residuales con el reactivo de Fenton.

3.4. CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL CRUDA

Una parte muy importante en todas las etapas experimentales es la caracterización del agua residual cruda proveniente del gran Canal y del Río Churubusco en una relación en volumen 1:1. Con las características del agua residual se puede comparar los resultados de los análisis de los parámetros fisicoquímicos, microbiológicos y parasitológicos del agua tratada y de los lodos, y así interpretarlos, analizarlos y poder dar una conclusión sobre qué es lo que pasa con cada uno de los parámetros que se determinaron.

3.5. 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.

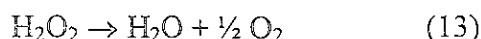
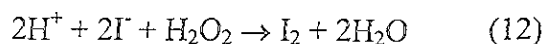
Para realizar el análisis de la DQO, se detuvo la reacción, empleando 1 mL/muestra de solución inhibitoria (Bossmann et al., 1998).

3.5.1. Preparación de la solución inhibitoria de la reacción de Fenton (Bossman et al., 1998)

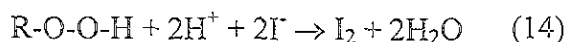
La solución inhibitoria se preparó con las siguientes soluciones:

- 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 Na_2SO_3

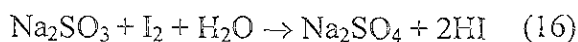
La adición del fosfato de sodio causa la precipitación de los iones de hierro al formarse un fosfato de hierro muy poco soluble. El yoduro de potasio origina la reducción del peróxido de hidrógeno según la reacción (12):



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 (15), así como al yodo producido en las reacciones (12) y (14) de acuerdo con la reacción (16):



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.

3.6. PLAN DE EXPERIMENTOS PARA EL MÉTODO DE FENTON

3.6.1. Determinación de la mejor relación de reactivos de Fenton

Una de las principales variables en la reacción de Fenton es la relación en peso del hierro y del peróxido de hidrógeno ($\text{Fe}^{2+}:\text{H}_2\text{O}_2$). Así en la primera etapa de estudio de este método, se determinó el valor óptimo de dicha relación.

El aparato de prueba de jarras cuenta con 6 reactores, y en cada reactor se probó una relación de reactivos ($\text{Fe}^{2+}:\text{H}_2\text{O}_2$) distinta. Con base en la literatura sobre este tratamiento se recomiendan dosis de hasta 50 mg/L de sulfato ferroso como Fe^{2+} y relaciones de 0.5 a 10 (peso/peso) de $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$ para una concentración mayor a 500 mg/L de DQO (Walling, 1975). En la primera serie de ensayos se aplicó una dosis fija de 30 mg/L de FeSO_4 como Fe^{2+} al agua a tratar debido a que se considera que a esta concentración todo el material susceptible de ser oxidado presente en el efluente tratado, es efectivamente oxidado. En estos experimentos se probaron relaciones en peso desde 0.5:1 hasta 9:1, variando las concentraciones del peróxido de hidrógeno (H_2O_2). En la Tabla 3.6 se muestran las relaciones, así como las concentraciones de reactivos que se probaron en esta etapa.

Tabla 3.6. Relaciones y concentraciones de los reactivos probadas

Reactor	Relación	H_2O_2 (mg/L)	Fe^{2+} (mg/L)
1	0.5:1	15	30
2	1:1	30	30
3	1.5:1	45	30
4	3:1	90	30
5	5:1	150	30
6	9:1	270	30

Se efectuaron 2 corridas experimentales (1-A y 1-B), con agua recolectada el 23 de Abril del 2001 (1er. muestreo). La primera corrida experimental se realizó el 24 de Abril del 2001 y su duplicado (segunda corrida experimental) el 26 de Abril del 2001, en ambas corridas se analizaron tanto en el agua residual cruda, en el agua tratada y en los lodos producidos los siguientes parámetros:

- Fisicoquímicos: Temperatura, pH, DQO, turbiedad, color, sólidos totales y nitrógeno Kjeldahl.
- Microbiológicos: Coliformes totales, coliformes fecales, *Salmonella* y *Shigella*

Después de realizar las pruebas fisicoquímicas y microbiológicas se seleccionó la relación con la que se obtuvieron los mejores resultados en la depuración y desinfección del agua residual.

3.6.2. Determinación de la mejor dosis de reactivos de Fenton

Una vez determinada la relación óptima (1:1), se realizaron varios ensayos con diferentes dosis de ambos reactivos en un amplio intervalo de concentraciones (10 a 40 mg/L), en la Tabla 3.7 se muestran las dosis de los reactivos que se probaron en esta etapa.

Tabla 3.7. Dosis de los reactivos empleadas

Reactor	Relación	H ₂ O ₂ (mg/L)	Fe ²⁺ (mg/L)
1	1:1	10	10
2	1:1	20	20
3	1:1	25	25
4	1:1	30	30
5	1:1	35	35
6	1:1	40	40

Con el objetivo de determinar la mejor dosis de reactivos se realizaron 2 corridas experimentales (2-A y 2-B), con agua recolectada el 7 de Mayo del 2001 (2do. muestreo). La primera corrida experimental (2-A) se realizó el 8 de Mayo del 2001 y su duplicado (2-B) el 11 de Mayo del 2001, en ambas corridas se analizaron tanto en el agua residual cruda, en el agua tratada y en los lodos producidos los siguientes parámetros:

- Físicoquímicos: Temperatura, pH, DQO, turbiedad, color, SST y Nitrógeno Total Kjeldahl.
- Microbiológicos: Coliformes totales, coliformes fecales, *Salmonella*, *Shigella* y *Escherichia coli*

Basándose en el análisis de los resultados, se determinaron las dosis con la que se obtuvieron una mayor eficiencia tanto de depuración como de desinfección de las aguas residuales.

3.6.3. Pruebas de confirmación de la mejor dosis de reactivos de Fenton

En la tercera y última etapa se realizaron 6 corridas experimentales (3-A a 5-B), cuyo objetivo era confirmar la selección de la mejor dosis de reactivos de Fenton. A partir de estas corridas se realizaron las pruebas del fósforo reactivo total y de la determinación de los huevos de helminto.

En esta etapa se trabajó en los 6 reactores disponibles con la mejor dosis de reactivos (25 mg Fe²⁺/25 mg H₂O₂). Para determinar las eficiencias de depuración del agua residual se midieron, en cada una de las corridas de esta etapa, los siguientes parámetros físicoquímicos: Temperatura, pH, DQO, turbiedad, color, SST, NTK y FRT.

En cuanto a su eficiencia como agente desinfectante, se evaluaron los contenidos de coliiformes totales, coliiformes fecales y los microorganismos *Salmonella*, *Shigella* y *Escherichia coli*, así como los huevos de helminto.

Todos estos parámetros fueron determinados en el agua residual, en el agua tratada y en los lodos generados.

3.6.4 Análisis de los lodos

En todas la pruebas realizadas se colectaron los lodos producidos al final de la reacción de Fenton. Una muestra de dichos lodos fue utilizada para determinar los sólidos totales y con ella evaluar la cantidad de lodos en masa seca producidos por cada metro cúbico de agua tratada. Otras muestras de lodos fueron utilizadas para determinar el contenido de DQO, NTK, FRT, CT, CF, *Salmonella*, *Shigella*, *E. Coli* y huevos de helmintos.

CAPÍTULO 4 RESULTADOS, ANÁLISIS Y DISCUSIÓN

En este capítulo se presentan los resultados, el análisis y la discusión de resultados correspondientes a cada una de las etapas experimentales, así como la caracterización del agua residual a tratar.

Para comprender mejor los resultados de los parámetros fisicoquímicos, estos se dividieron en 3 apartados:

- Pruebas fisicoquímicas:
- Remoción de nitrógeno total Kjeldahl
- Remoción de fósforo reactivo total

En el primer apartado se muestran los resultados de las distintas etapas experimentales de los siguientes parámetros: DQO, color, turbiedad y SST.

Para el Nitrógeno Total Kjeldahl y el Fósforo Reactivo Total, se consideró que éstos debían presentarse por separado pues su metodología fue distinta y es interesante analizar por separado lo que sucedió con estos parámetros.

También se presentan por separado los resultados de las pruebas microbiológicas, las pruebas de parásitos y los resultados de la caracterización de los lodos.

Por último se presentan los resultados globales de la evaluación del reactivo de Fenton en la depuración y desinfección de las aguas residuales del Gran Canal y el Río Churubusco y se plantea la discusión de los resultados

4.1. CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL CRUDA

Con la caracterización del agua residual cruda proveniente del gran Canal y del Río Churubusco se puede comparar las características del agua tratada y de los lodos para dar seguimiento a la eficiencia del reactivo de Fenton en la remoción de los parámetros estudiados.

En la Tabla 4.1 se presentan los resultados de los análisis de los parámetros fisicoquímicos del agua cruda proveniente del Gran Canal y del Río Churubusco en cada uno de los 5 muestreos realizados. Los parámetros que se midieron fueron: pH, temperatura, DQO, color, turbiedad, SST, NTK y FRT, en la última fila se presentan los valores promedio de todos los muestreos. Cabe señalar que cada muestreo tuvo un objetivo distinto el cual también se presenta en la Tabla 4.1.

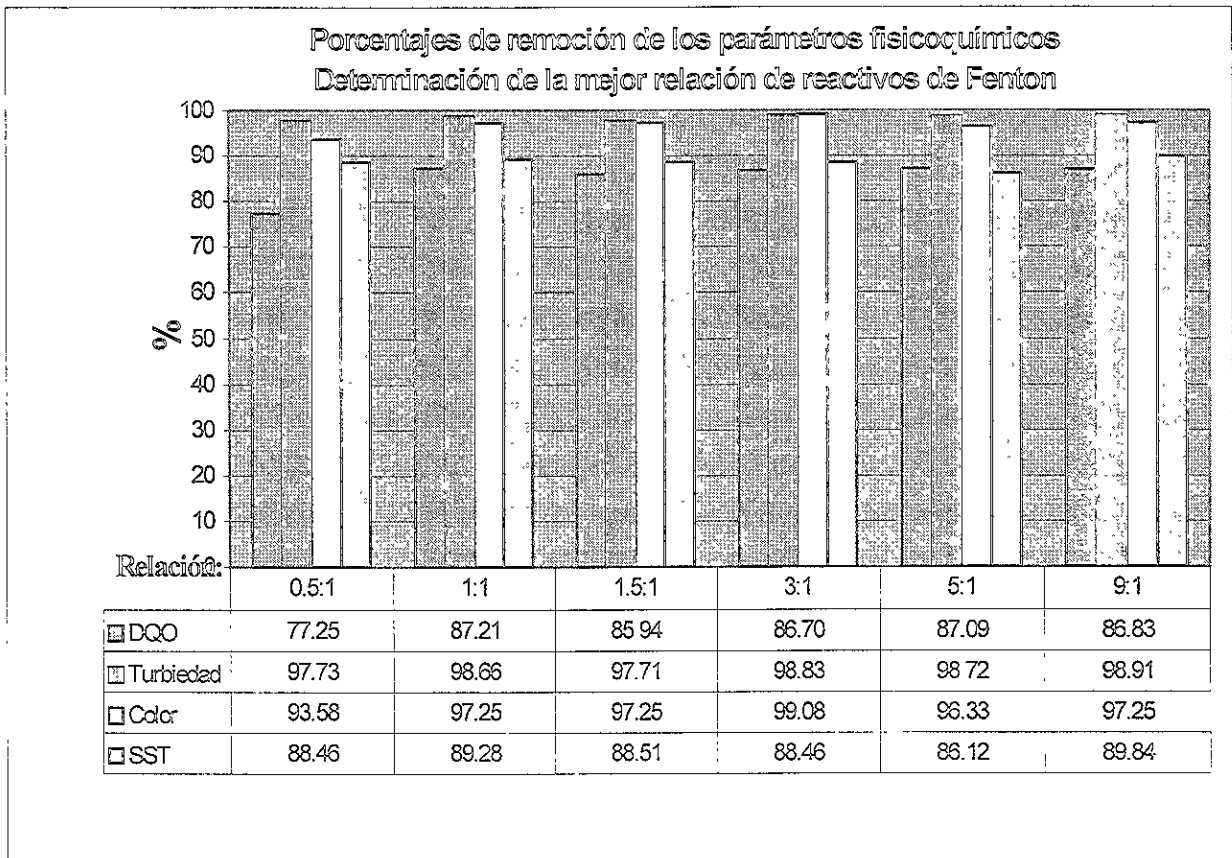


Figura 4.1. Porcentajes de remoción de los parámetros fisicoquímicos en la determinación de la relación óptima de reactivos de Fenton

En la Figura 4.1, se puede observar que en todos los experimentos a excepción del primero, con una relación de 0.5:1, los parámetros fisicoquímicos medidos disminuyeron notablemente, obteniendo porcentajes de remoción altos. En el caso de la turbiedad ésta disminuyó por debajo de las 5 UTN, con porcentajes de remoción de hasta el 98.91%; el color se mantuvo en un intervalo entre 5 y 35 Pt-Co, esto es una reducción de entre el 93.6% hasta el 99.08%; mientras que los sólidos disminuyeron de 547.5 mg/L a menos de 76 mg/L, siendo los mejores experimentos el 2 y el 6 con 89 % de remoción de sólidos. Con respecto al parámetro clave, la DQO, se obtuvieron muy buenos resultados, el valor residual estuvo por debajo de los 100 mg O₂/L que comparados con los 750 mg O₂/L del agua residual, se tienen porcentajes de remoción de hasta 87%.

Con base en estos resultados y considerando que a partir de la relación 1:1 se obtienen excelentes resultados, se seleccionó esta relación como la mejor, pues a pesar de que se obtuvieron mejores porcentajes de remoción en turbiedad, color y sólidos con otros experimentos, estos no variaron en forma significativa. En cuanto al parámetro clave que fue la DQO, se obtuvo un magnífico porcentaje de remoción (87 %), además 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

En la etapa anterior de este trabajo se determinó la mejor relación de reactivos (1:1), la cual, a partir de esta etapa, se mantuvo fija. Esta etapa consistió en determinar las mejores dosis de reactivos de Fenton. Se probaron dosis de Fe^{2+} y de H_2O_2 en un intervalo de 10 a 40 mg/L.

En la Tabla 4.3 se presentan los resultados promedio de los parámetros fisicoquímicos de las corridas experimentales 2-A y 2-B, que tuvieron como objetivo determinar la mejor dosis de reactivos, esta tabla se complementa con la Figura 4.2 en la que se presentan los porcentajes de remoción de estos parámetros. La temperatura a la que se trabajó fue de 24°C.

Tabla 4.3. Características del agua tratada para determinar la mejor dosis de reactivos de Fenton (Promedio)

Experimento	pH	H_2O_2 (mg/L)	Fe^{2+} (mg/L)	DQO (mg O_2 /L)	Turbiedad (UTN)	Color (Pt-Co)	SST (mg/L)
1	3.56	10	10	151.3	7.8	75	73.2
2	3.55	20	20	91.0	4.3	5	48.1
3	3.56	25	25	72.8	1.2	0	45.7
4	3.54	30	30	78.6	1.0	0	45.9
5	3.56	35	35	84.3	1.1	0	44.8
6	3.56	40	40	78.6	1.1	0	49.5

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. 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 por debajo de los 85 mg O_2 /L. Las ligeras diferencias reportadas en cada uno de los experimentos se deben a las variaciones normales que se presentan durante la etapa analítica y a la evolución del agua a tratar.

En la Figura 4.2 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 Fe^{2+} y H_2O_2 . Con esta dosis se obtuvieron excelentes resultados y con esta dosis, se trabajó en la tercera y última etapa experimental.

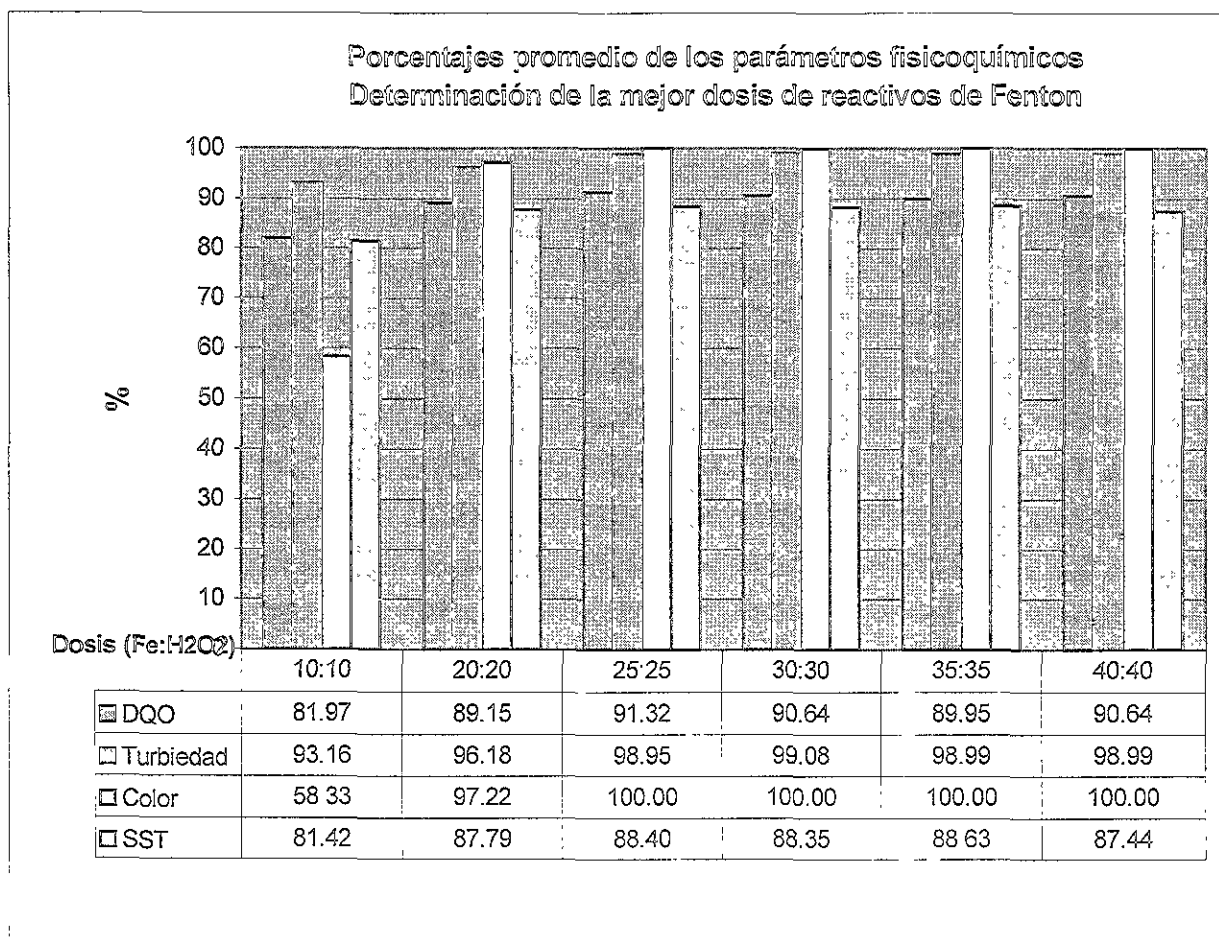


Figura 4.2. Porcentajes de remoción de los parámetros fisicoquímicos en la determinación de la dosis óptima de reactivos de Fenton

4.2.3. Confirmación de la dosis óptima

La última etapa de este trabajo consistió en hacer una serie de 3 muestreos y 6 corridas experimentales (3-A a 5-B) empleando la relación y dosis seleccionadas, con la finalidad de probar su eficiencia en la remoción de los parámetros fisicoquímicos, microbiológicos y parasitológicos. Con base en los resultados obtenidos se evaluó la reacción de Fenton como método de depuración y de desinfección de las aguas residuales de la Ciudad de México.

Con la mejor dosis de reactivos, se realizaron 6 corridas experimentales. En esta etapa se probó la dosis seleccionada (25 mg/L de Fe²⁺ y 25 mg/L de H₂O₂ a un pH de 3.5) en todos los reactores de la prueba de jarras y se caracterizaron tanto las aguas residuales como las aguas tratadas y los lodos que se produjeron durante el tratamiento. En la Tabla 4.4 se presenta la caracterización fisicoquímica del agua tratada con Fenton en las pruebas confirmatorias.

CAPÍTULO 4. RESULTADOS, ANÁLISIS Y DISCUSIÓN

Tabla 4.4. Resultados de las pruebas confirmatorias en el agua tratada

Prueba confirmatoria	Corrida	pH	DQO (mg O ₂ /L)	Turbiedad (UTN)	Color (Pt-Co)	SST (mg/L)
1 ^a	3-A	3.55	96.7	4.1	10	57.6
	3-B	3.55	35.5	3.0	0	34.8
2 ^a	4-A	3.51	58.5	1.9	20	38.6
	4-B	3.50	91.0	4.0	20	46.4
3 ^a	5-A	3.50	91.0	2.6	10	46.4
	5-B	3.50	79.5	2.5	20	42.0
Promedio		3.52	75.4	3.0	13	44.3

En la Tabla 4.5 se resumen los parámetros fisicoquímicos del agua tratada y se comparan con los valores del agua cruda para calcular los porcentajes de remoción de las pruebas confirmatorias, los cuales se presentan en la Figura 4.3

Tabla 4.5. Porcentajes de remoción de los parámetros fisicoquímicos en las pruebas confirmatorias de la mejor dosis de reactivos de Fenton (25 mg/L de Fe²⁺ y 25 mg/L de H₂O₂)

Parámetro	Agua Cruda	Agua Tratada	Porcentaje de remoción
PH	7.7	3.52	-
DQO (mg O ₂ /L)	589.3	75.4	87.2
Turbiedad (UTN)	153.7	3.0	98.0
Color (Pt-Co)	350	13.3	96.2
SST (mg/L)	542	44.3	91.8

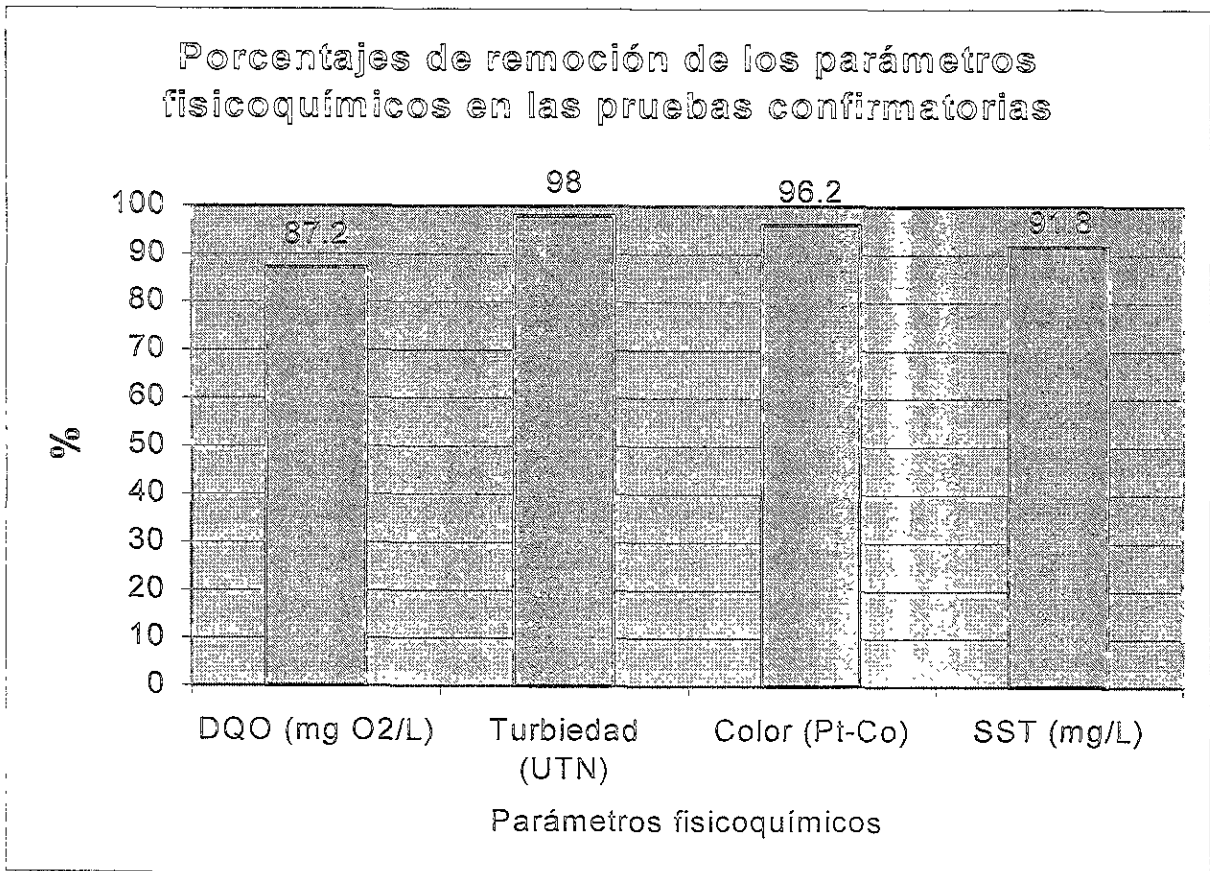


Figura 4.3. Porcentajes de remoción de los parámetros fisicoquímicos obtenidos en las pruebas confirmatorias de la mejor dosis de reactivos de Fenton

Destacan los excelentes resultados que se presentaron en los distintos parámetros fisicoquímicos aquí mostrados. La DQO tiene un valor promedio de 75.4 mg de O₂/L con un porcentaje de remoción promedio de 87.2 %. La turbiedad tiene un valor promedio de 3 UTN con un porcentaje de remoción promedio de 98 %. El color tiene un valor promedio de 13 Pt-Co, lo cual representa un porcentaje de remoción de 96.2 %. En cuanto a los sólidos estos disminuyen en promedio hasta 44.3 mg/L lo cual representa un 91% de remoción. Estos resultados confirman los diversos estudios reportados, en cuanto a la eficiencia del reactivo de Fenton en la remoción de DQO, color, turbiedad y SST (Kuo, 1992; Lin y Peng, 1995; Lin y Lo, 1997; Park et al., 1999), la efectividad de los procesos combinados de coagulación y floculación y la oxidación avanzada (Glaze, 1990; Langlais et al., 1991; Rebhun y Lurie, 1993; Stephenson y Duff, 1996) y el aumento de la biodegradabilidad (Kiwi et al., 1994; Scott y Ollis, 1995; Chamarro et al., 2001).

Estos resultados indican 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 de las aguas residuales de la ciudad de México.

4.3. REMOCIÓN DE NITRÓGENO TOTAL KJELDAHL

Debido a su importancia y a la metodología que se llevó en la determinación del nitrógeno total Kjeldahl, los resultados obtenidos se presentan en este apartado. Como ya se explicó en el capítulo anterior se realizaron cuatro análisis por cada corrida experimental. Se caracterizaron: un blanco de agua destilada, en el agua tratada con la relación o dosis seleccionada, en el agua residual cruda y en los lodos producto del tratamiento. En la Tabla 4.6 se presentan los resultados de las pruebas de nitrógeno total Kjeldahl efectuadas en las diferentes corridas.

Tabla 4.6. Porcentajes de remoción del Nitrógeno Total Kjeldahl en las distintas corridas

Corrida	Nitrógeno Total Kjeldahl Agua residual	Nitrógeno total Kjeldahl Agua tratada	Porcentaje de remoción %	Objetivo
1-A	21.0	4.2	80.0	Determinación mejor relación
1-B	28.0	5.6	80.0	
2-A	35.0	8.4	76.0	Determinación mejor dosis
2-B	25.2	5.6	77.8	
3-A	68.6	12.6	81.6	Prueba confirmatoria 1
3-B	25.2	9.8	61.1	
4-A	36.4	5.6	84.6	Prueba confirmatoria 2
4-B	33.6	8.4	75.0	
5-A	36.4	8.4	76.9	Prueba confirmatoria 3
5-B	67.2	8.4	87.5	
Promedio	37.7	7.7	78.1	

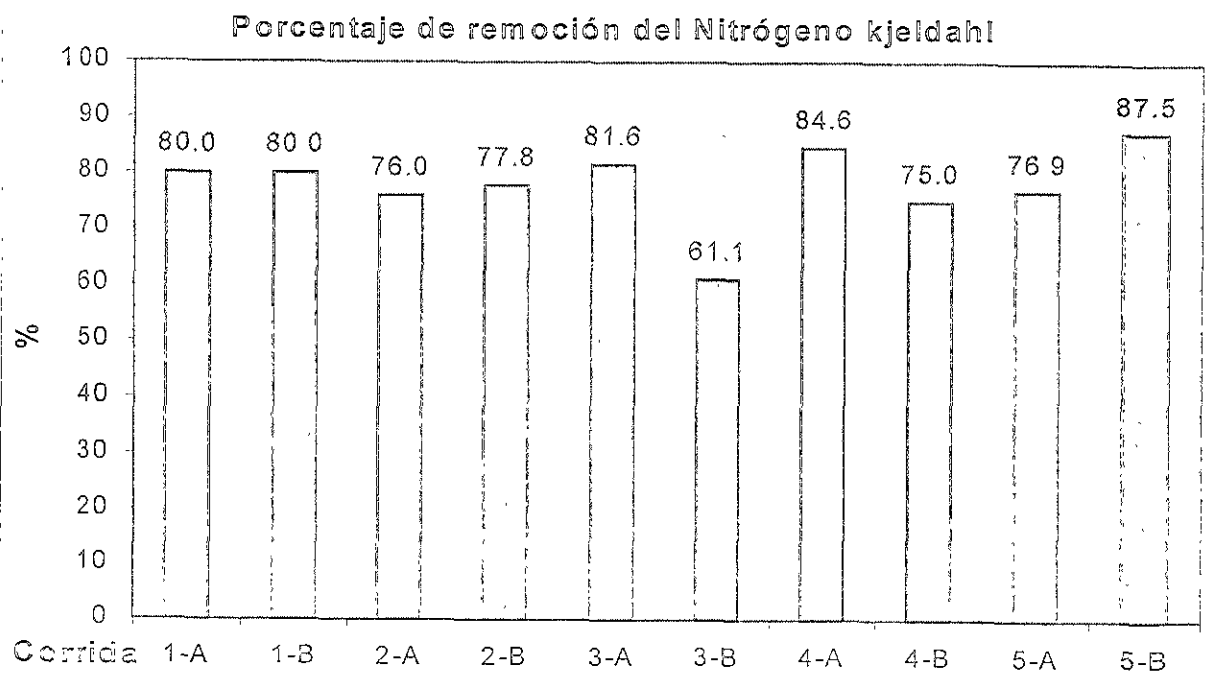


Figura 4.4. Porcentajes de remoción de Nitrógeno Total Kjeldahl en las diferentes corridas experimentales

En la Tabla 4.6 se observa que el promedio del nitrógeno total Kjeldahl en el agua residual cruda fue de 37.7 mg de N₂ / L, mientras que en el agua tratada este valor disminuyó hasta 7.7 mg de N₂/L. En la Figura 4.4 se presenta una gráfica con los porcentajes de remoción de cada corrida, en ella se puede observar que se obtuvo un intervalo de 61.1 a 87.5 % de remoción de nitrógeno total Kjeldahl, siendo la media de 78.1 %.

Estos resultados confirman los diversos estudios reportados, en cuanto a la eficiencia del reactivo de Fenton en el tratamiento de aguas residuales con alto contenido de nitrógeno, como las aguas residuales o de proceso en la industria textil, en las que se tratan aguas contaminadas con tintas azo caracterizadas por dobles ligaduras nitrógeno-nitrógeno (N=N). El color de las tintas azo se debe a las ligaduras azo y a los cromóforos asociados (Gregory, 1994). Esto se debe a la oxidación de los fragmentos superiores durante la reacción y a la pérdida de la conjugación en las moléculas de los tintes, resultando en la decoloración de soluciones teñidas azo (Solozhenko, 1995).

Estos resultados indican que con las dosis de reactivos seleccionadas se pueden obtener porcentajes de remoción de nitrógeno total Kjeldahl superiores al 78 %.

4.4. REMOCIÓN DE FÓSFORO REACTIVO TOTAL

Al igual que el nitrógeno total Kjeldahl, la prueba del fósforo reactivo total se realizó en un blanco de agua destilada, en el agua tratada con la relación o dosis seleccionada, en el agua residual cruda y en los lodos producidos durante el tratamiento.

En la tabla 4.7 se presentan los resultados de las pruebas de fósforo reactivo total efectuadas en las diferentes corridas.

Tabla 4.7. Porcentajes de remoción del fósforo reactivo total en las distintas corridas

Corrida	Fósforo reactivo total Agua residual	Fósforo reactivo total Agua tratada	Porcentaje de remoción	Objetivo
3-A	47.7	0.5	98.9	Prueba confirmatoria 1
3-B	21.6	1.8	91.7	
4-A	28.7	1.8	93.8	Prueba confirmatoria 2
4-B	37.7	10.3	72.8	
5-A	41.7	2.9	93.1	Prueba confirmatoria 3
5-B	31.9	7.01	78.0	
Promedio	35.0	4.0	88.0	

Se presenta también los valores promedio de todas las corridas y se observa que el promedio del fósforo reactivo total en el agua residual fue de 35 mg de P/L, mientras que en el agua tratada el valor promedio fue de 4.0 mg de P/L, lo que representa un porcentaje de remoción del 88 %

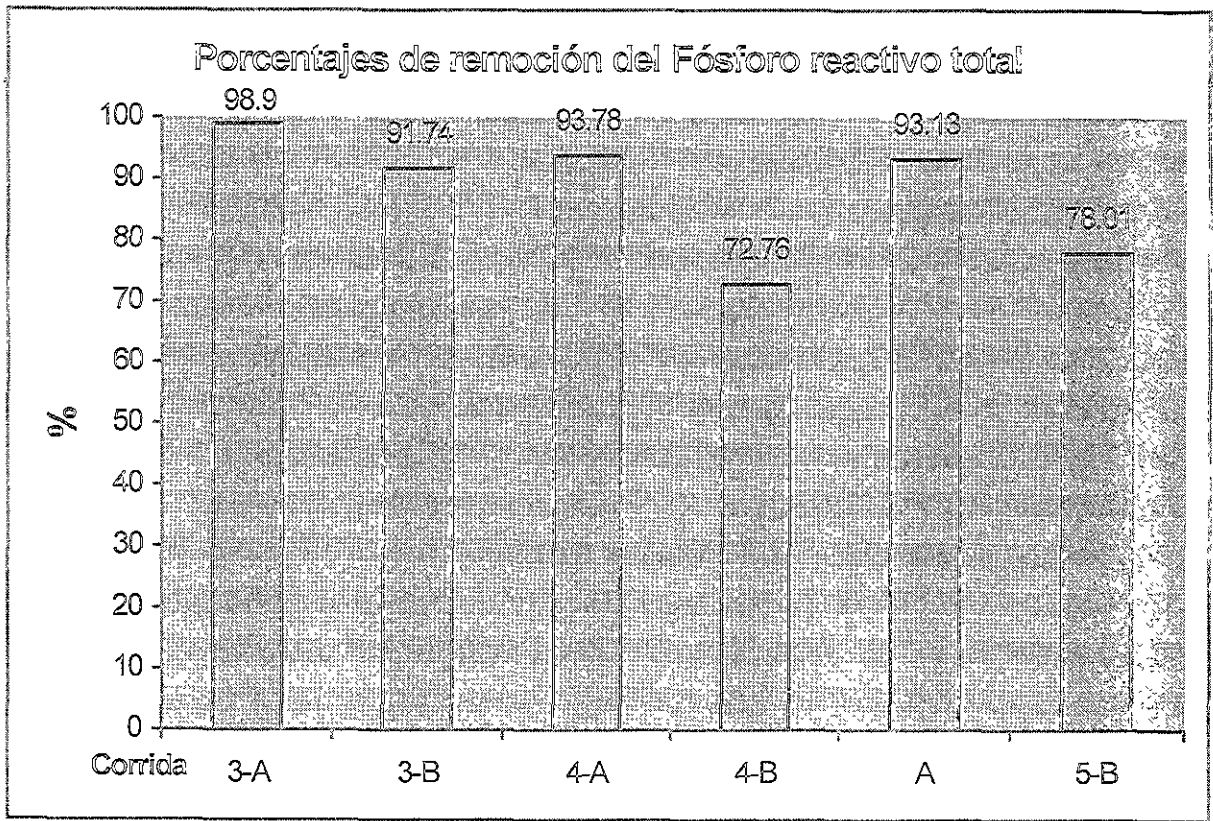


Figura 4.5. Porcentajes de remoción del fósforo reactivo total en las diferentes corridas experimentales

En la Figura 4.5 se presenta una gráfica con los porcentajes de remoción de cada corrida, en ella se puede observar que se obtuvo un intervalo de 72.7 a 98.9 % de remoción de fósforo reactivo total, siendo la media de 88.1 %.

Estos resultados confirman los diversos estudios reportados, en cuanto a la eficiencia del reactivo de Fenton en el tratamiento de aguas residuales con alto contenido de fósforo, como las aguas residuales contaminadas con detergentes. Se tiene el caso de Lin et al. (1999) que demostraron que el método de Fenton es excelente en la remoción de aguas contaminadas con detergentes domésticos e industriales, alcanzando valores superiores al 95 % de remoción

4.5. ELIMINACIÓN DE MICROORGANISMOS CON EL MÉTODO DE FENTON

Se probó el funcionamiento y la eficiencia del reactivo de Fenton como desinfectante de aguas residuales. Se obtuvieron resultados muy alentadores en la eliminación de coliformes totales, coliformes fecales, *Salmonella*, *Shigella* y *Escherichia coli*.

A continuación se presentan los resultados promedio de las pruebas microbiológicas en las 10 corridas experimentales (Tabla 4.8). En éstas se caracterizaron las aguas residuales, las aguas tratadas con la mejor relación o dosis de reactivos de Fenton y los lodos. Estas pruebas se realizaron el mismo día en que se trató el agua. Las tablas con los resultados de todas las corridas para cada uno de los microorganismos a estudiar se presentan en el Anexo A.3.4.

Tabla 4.8. Resultados de las pruebas para detectar presencia de microorganismos patógenos

Microorganismos	Agua Residual (UFC/100 mL)	Lodos (UFC/100mL)	Porcentajes de remoción (%)	Agua Tratada (UFC/100 mL)	Porcentajes de remoción (%)
Coliformes totales	1.05×10^8	5.50×10^5	99.47	0	100
Coliformes fecales	8.07×10^7	4.00×10^4	99.95	0	100
<i>Salmonella</i>	7.63×10^7	8.00×10^4	99.89	0	100
<i>Shigella</i>	5.58×10^7	1.00×10^5	99.82	0	100
<i>Escherichia coli</i>	2.07×10^6	1.00×10^1	99.99	0	100

Como se puede observar en la tabla 4.8 el contenido de microorganismos en las aguas residuales es muy elevado con un promedio de 1.05×10^8 unidades formadoras de colonias (UFC) de coliformes totales en 100 mililitros; 8.07×10^7 UFC de coliformes fecales en 100 mL, 7.63×10^7 UFC de *Salmonella* en 100 mL, 5.58×10^7 UFC de *Shigella* en 100 mL y 2.07×10^6 UFC de *E. Coli* en 100 mL. Estos resultados son alarmantes ya que indican una gran presencia de microorganismos patógenos y proporcionan una muestra de la magnitud de la gravedad del problema de las aguas residuales sin tratar, pues se trata de un foco de infección y un solo mililitro de esta agua puede provocar grandes problemas al ambiente y a los seres humanos.

Sin embargo, el método de Fenton demostró ser muy eficiente ya que en las 10 corridas experimentales y con aguas residuales recolectadas en distintos días y condiciones tuvo una remoción del 100 % en las aguas tratadas y en los lodos aunque hubo presencia de microorganismos ésta equivale únicamente al 1 % de la población microbiana original, asimismo se hicieron pruebas para ver si el pH ácido de 3.5 con el que se trabajó contribuía a la eliminación de microorganismos, a lo que se obtuvieron resultados negativos al observarse que la población microbiana continuaba sin cambio alguno en un medio ácido, en el Anexo A.2.4. se presentan las fotos que acreditan estos resultados.

Los resultados obtenidos indican que el reactivo de Fenton es un desinfectante eficaz, ya que elimina la gran mayoría de los microorganismos al ser éstos oxidados por los radicales hidroxilo. Adicionalmente se realizaron 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. En los lodos la presencia de patógenos fue muy escasa, lo que confirma la eliminación de microorganismos.

Como se mencionó en el capítulo 2 los radicales hidroxilo tienen un alto poder oxidante y atacan a los compuestos orgánicos en el agua residual, removiendo los nutrimentos, oxidando a los microorganismos y ocasionando su descomposición.

Estos resultados fueron congruentes con la bibliografía con respecto al poder desinfectante de la técnica oxidación avanzada y al poder oxidante de los radicales hidroxilo (Jiménez et al., 1999; Chamarro et al., 2001), los cuales sólo son superados por el fluoruro (Bishop, 1968).

4.6. REMOCIÓN DE PARÁSITOS CON EL MÉTODO DE FENTON

Al tener definida la dosis óptima de los reactivos de Fenton, se procedió a evaluar el efecto del reactivo de Fenton sobre los agentes parásitos en el agua residual y en los lodos. Por esto se realizaron las pruebas correspondientes a la determinación de huevos de helminto.

En la Tabla 4.9 se presentan los resultados obtenidos en las pruebas parasitológicas.

Tabla 4.9. Determinación del contenido de huevos de helminto

Huevos de helminto				
Corrida	Agua Residual (HH/L)	Lodos (EH/L)	Agua Tratada (HH/L)	Porcentajes de remoción (%)
3-A	16.3	15.3	0.4	97.6
3-B	13	11.6	0.4	96.9
4-A	14.2	12.8	0.6	95.8
4-B	11.5	11.5	0	100
5-A	12.3	11.9	0	100
5-B	9.7	9.3	0	100
Promedio	12.83	12.07	0.23	98.4

Como se puede observar la gran mayoría de los huevos de helminto se transfieren del agua residual a los lodos, lo cual está de acuerdo a lo reportado en la literatura (Jiménez et al., 1999). En las últimas 3 pruebas se obtuvo una remoción total, ya que no hubo presencia de parásitos en el agua tratada. Esto es también un hecho alentador ya que incluso se supera la norma NOM-003-ECOL-1997 que establece como límite para agua con fines de riego menos de 1 HH/L.

También hay que destacar que en los lodos, al realizar las pruebas se detectó casi la misma cantidad de huevos de helminto que los determinados en el agua residual cruda, esto indica que los huevos no son eliminados sino removidos a los lodos, pues al realizar el balance de materia éste indica que la cantidad de huevos de helminto que entran son transferidos casi en su totalidad a los lodos, las pequeñas variaciones que se observan se deben a la técnica empleada, pues el conteo lo realiza un especialista quien no está exento de cometer errores.

Se cree que el reactivo de Fenton puede afectar la estructura de los huevos de helminto y debido a esto en las etapas de flotación de la técnica analítica puede haber pérdida de los mismos porque ya no flotan igual.

Se encontraron diversos tipos de huevos de helminto y se observaron algunos huevos con rastros de haber sido atacados y dañados, aunque no destruidos, hay que señalar que en la literatura no se han encontrado reportes de este efecto del reactivo de Fenton sobre los huevos de helminto. Para el tratamiento de lodos que contienen huevos de helminto se recomienda el empleo de cal, o la incineración.

4.7. ANÁLISIS DE LOS LODOS

Otra parte importante de este trabajo fue la cuantificación y el análisis de los lodos producidos, pues esto permite cerrar el balance de materia y saber que es lo que pasó con cada uno de los parámetros medidos. En la Tabla 4.10 se presentan los parámetros fisicoquímicos que se midieron en los lodos: la DQO, los SST, el nitrógeno total Kjeldahl y el fósforo reactivo total, así como la producción de lodos en kg/m^3 y m^3/m^3 . Los parámetros microbiológicos y parasitológicos caracterizados en los lodos se presentan en apartados anteriores.

Tabla 4.10. Cuantificación y caracterización de los lodos producidos

Corrida	DQO mg/L	SST mg/L	m^3/m^3	kg/m^3	NTK mg/L	FRT mg/L
1-A	8179.4	17000	0.015	17	16	-
1-B	9288.9	9800	0.013	9.8	22	-
2-A	8657.7	17300	0.012	17.3	26	-
2-B	8389.8	16400	0.011	16.4	19	-
3-A	9939.4	21500	0.015	21.5	56	47
3-B	6285.6	24700	0.013	24.7	15	19
4-A	2976.1	29700	0.013	29.7	30	26
4-B	3683.9	16200	0.013	16.2	25	27
5-A	6389.8	21500	0.0125	21.5	28	38
5-B	6056.0	20200	0.01	20.2	58	24
Promedio	6984.6	19430	0.01275	19.4	29.5	30.2

Como se puede observar se produjeron 0.01275 m^3 de lodos por m^3 de agua tratada, lo que equivale a $19.4 \text{ kg}/\text{L}$, estos lodos tienen una DQO promedio de $6984.6 \text{ mg}/\text{L}$, lo que indica una gran presencia de materia orgánica. Con respecto al NTK y al FRT, se tienen $29.5 \text{ mg}/\text{L}$ y $30.2 \text{ mg}/\text{L}$, respectivamente, que equivalen al 78.25% y al 86.3% del NTK y del FRT contenidos en el agua residual cruda. Estos resultados confirman la remoción de dichos parámetros del agua tratada y su transferencia a los lodos producidos.

En la Tabla 4.11 se ilustran los parámetros fisicoquímicos determinados en un estudio reciente sobre los lodos producidos con el método de Fenton y su comparación con lodos producidos en un proceso de coagulación-floculación con sulfato de aluminio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) (Ramírez et al., 2001). Los resultados de estos lodos son comparables a los valores promedio reportados por Droste (1997) para lodos primarios crudos. Sin embargo, el pH es una excepción, ya que el valor de los lodos del método de Fenton es inferior debido a las condiciones requeridas en este proceso (Barb et al., 1951).

Con respecto a la resistencia específica a la filtración (REF) y al tiempo de filtración/sólidos totales (TF/ST), los lodos del proceso de Fenton exhiben valores menores que los lodos del proceso de coagulación-floculación y de los lodos primarios crudos. Este es un aspecto muy importante a considerar en la evaluación de los lodos, ya que valores bajos permiten la reducción de costos de manejo y transporte de estos residuos.

Tabla 4.11. Parámetros fisicoquímicos determinados para los lodos y valores reportados para lodos primarios (Ramírez et al., 2001)

Parámetro	Lodos Fenton	Lodos (Al ₂ (SO ₄) ₃)	Valores para lodos primarios (Droste,1997)	
			Rango	Típico
pH	3.98	5.92	5.0-8.0	6.0
Conductividad eléctrica (μS cm ⁻¹)	910	1371.5	-	-
Alcalinidad (mg/L como CaCO ₃)	0.0	800	500-1500	600
Sólidos Totales (%)	0.56	0.82	2.0-7.0	4.0
Sólidos Volátiles (% de ST)	68	52	60-80	65% de ST
N Total (g/kg ST)	8.0	4.6	15-40	25
P Total (g/kg ST)	7.5	4.7	3.5-12.2	7.0
C Total (g/kg ST)	117	52.75	-	-
Humedad (%)	99.2	99.6	-	-
REF (m/kg)	1.55x10 ¹³	1.92x10 ¹³	10-30x10 ¹³	-
TF/ST (s L/g)	20	68	-	-

En la Tabla 4.12 se presentan los resultados del contenido de metales en los lodos producidos por Fenton (base seca) (Ramírez et al., 2001). Estos resultados son comparados a los límites permisibles propuestos por la EPA (Parte 503, Estándares para el uso y disposición de lodos) y por la legislación mexicana (anteproy-NOM-004-ECOL-1998) “que establece las especificaciones y los límites máximos permisibles de contaminantes para los lodos provenientes del desazolve de los sistemas de alcantarillado urbano o municipal; de las plantas potabilizadoras; y del tratamiento de las aguas residuales, para su disposición final o aprovechamiento”

Estos valores son menores a los límites de la EPA y también menores a los valores típicos reportados (Droste, 1997). En consecuencia, los valores de estos contaminantes no representan un impedimento para su disposición.

Tabla 4.12. Contenido de metales en los lodos producidos por Fenton , límites de la EPA y composiciones típicas reportadas por Droste (1997) (Ramírez et al., 2001)

Metal (mg/kg ST base seca)	Lodos Fenton	Lodos (Al ₂ (SO ₄) ₃)	Límites EPA	Composición Típica de los lodos (Droste, 1997)	
				Rango	Típico
Arsénico	2.46	3.64	75	1.1-230	10
Cadmio	0.13	0.175	85	3-3410	16
Cobre	11.41	12.5	4300	84-10400	850
Cromo	1.21	1.81	3000	10-99000	500
Mercurio	1.15	4.52	57	0.0002-10600	3
Níquel	1.63	1.33	420	2-3520	82
Plomo	3.57	3.43	300 ^s	13-19700	500
Selenio	-	-	100	-	-
Zinc	16.7	-	2800	101-27800	500

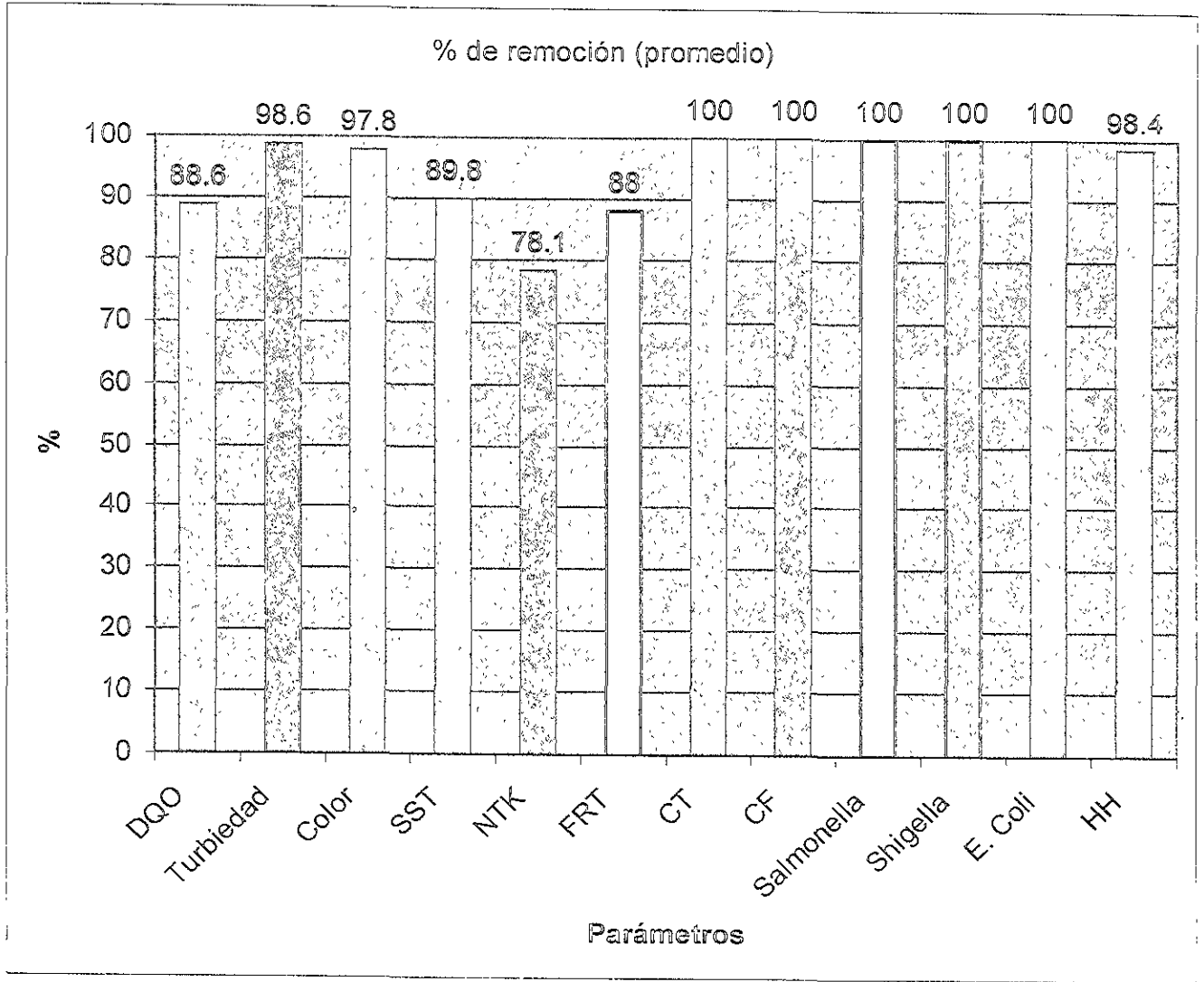


Figura 4.6. Porcentajes de remoción promedio de todos los parámetros medidos en el agua tratada en todas las etapas experimentales

Como se puede observar, es notable el papel del reactivo de Fenton en el tratamiento y la depuración de las aguas residuales ya que se obtuvieron porcentajes de remoción muy altos en todos los parámetros medidos, en el parámetro clave, la DQO se obtuvo un porcentaje de remoción de 88.6%, estos resultados indican que las condiciones seleccionadas son eficientes, esto comprueba los estudios anteriores sobre el reactivo de Fenton en la remoción de la DQO, la turbiedad, el color, el nitrógeno y el fósforo. En su empleo como desinfectante, se observa una eliminación total de microorganismos y una remoción casi total de parásitos, esto concuerda con los estudios reportados de los procesos de oxidación avanzada (AOT) en su empleo como agentes desinfectantes. Es importante destacar que el empleo del reactivo de Fenton como desinfectante no está reportado, pues se emplea, principalmente, en el tratamiento de aguas residuales industriales.

CAPÍTULO 4. RESULTADOS, ANÁLISIS Y DISCUSIÓN

Se generaron casi 20 g/L de lodos, a los cuales se transfirió la materia orgánica, el NTK y el FRT. Sin embargo, esta transferencia también incluye a los huevos de helminto, por lo que antes de disponer estos lodos se requiere su estabilización. Con base a los resultados obtenidos este tipo de lodo puede clasificarse como biosólido tipo B en el anteproy. NOM-004-ECOL-1998 el cual puede disponerse en rellenos sanitarios, lagunas de estabilización fuera de servicio, minas fuera de operación y aprovecharse en camellones urbanos, panteones y bosques, terrenos con fines agrícolas y regeneración de suelos y en restauración de paisajes (esto con acceso restringido de 1 año).

CAPÍTULO 5 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Se planteó la utilización del reactivo de Fenton como un proceso de depuración y de desinfección de aguas residuales de tipo mixto, como las que transporta el drenaje de la ciudad de México, las cuales se caracterizan por su alta carga de contaminantes orgánicos, patógenos, tóxicos y no biodegradables.

Se comprobó la importancia del pH en el proceso de tratamiento del reactivo de Fenton, postulado en estudios anteriores. Se trabajó dentro del intervalo propuesto en la literatura (pH entre 2 y 4) y se fijó en pH de 3.5, con el cual se obtuvieron resultados satisfactorios.

Las condiciones de operación óptimas del proceso de oxidación de Fenton que se determinaron experimentalmente fueron una relación en peso de 1:1, con una dosis de reactivos de 25 mg/L de FeSO_4 y 25 mg/L de H_2O_2 , con un pH inicial de 3.5. Bajo estas condiciones en el agua tratada se obtuvieron porcentajes de remoción de: 88.6% para la DQO (valor residual de 75.4mg O_2 /L), 98.6% para la turbiedad (3 UTN), 97.8% para el color (13 Pt-Co), 89.8% para los SST (53.5 mg/L), 78.1% para el NTK (7.7 mg N_2 /L), 88% para el FRT (4.0 mg/L). Estos porcentajes confirman la eficiencia del reactivo de Fenton en la depuración y tratamiento de aguas residuales mixtas, alcanzando buenos estándares de calidad. Cabe señalar que a pesar de las variaciones del agua residual en los distintos muestreos, los porcentajes de remoción siempre fueron satisfactorios.

Mediante la elaboración de esta trabajo se consiguió innovar en el campo de la desinfección de aguas residuales mixtas, pues aunque se sabe del potencial de los tratamientos de oxidación avanzada, el método de Fenton no se había probado con estos fines. Con las condiciones de operación óptimas se obtuvo un 100% de eliminación de coliformes totales, coliformes fecales, *Salmonella*, *Shigella* y *E. Coli*, y en los lodos la presencia fue de sólo el 1%. Con base en estos resultados, se puede concluir que se probó con éxito el poder desinfectante del reactivo de Fenton.

En el caso de los parásitos se obtuvo 98.4% de remoción de huevos de helminto en el agua tratada, lo cual representa menos de 1 HH/L de agua tratada. Sin embargo, aunque el reactivo de Fenton atacó y en algunos casos dañó los HH, éstos no se eliminan realmente pues se transfieren a los lodos.

En cuanto al análisis de los lodos se obtuvieron los siguientes resultados: Por cada m^3 de agua tratada se producen 19.4 kg de lodos, los cuales tienen un alto contenido de materia orgánica, nitrógeno y fósforo. Sin embargo, estos lodos requieren de un tratamiento posterior pues aún hay presencia de microorganismos patógenos y de huevos de helminto.

Las metas propuestas se cumplieron ya que se realizó la búsqueda bibliográfica, la cual permitió fundamentar la hipótesis del trabajo y que permitió validar los resultados que se obtuvieron, los cuales fueron congruentes con los estudios reportados sobre el reactivo de Fenton. Cabe señalar que este proceso ha sido probado exitosamente en el tratamiento de aguas industriales altamente

contaminadas o con presencia de compuestos tóxicos o no degradables. Siendo un proceso que implica una oxidación avanzada se propuso como un proceso de desinfección.

Se propuso y se probó exitosamente la viabilidad técnica y ambiental del reactivo de Fenton como una alternativa para el tratamiento de aguas residuales de tipo mixto.

Se realizó el trabajo experimental, el cual, con base en los resultados obtenidos permitieron evaluar al reactivo de Fenton exitosamente

Los objetivos propuestos se cumplieron en su totalidad, ya que se determinaron la mejor relación en peso y dosis de los reactivos de Fenton, se realizó la caracterización fisicoquímica y microbiológica de las aguas residuales, las aguas tratadas y los lodos generados. Los resultados obtenidos con el reactivo de Fenton, confirman el poder oxidante de los radicales hidroxilo y la importancia de variables como el pH, y las dosis de los reactivos, pues a bajas dosis se obtuvieron resultados pobres; sin embargo, con las condiciones seleccionadas los resultados fueron satisfactorios, obteniendo agua tratada de buena calidad.

Con base en los resultados obtenidos se concluye que el reactivo de Fenton cumplió exitosamente con los objetivos propuestos y es técnicamente viable su empleo como método de depuración y desinfección de las aguas residuales mixtas de la Ciudad de México.

Las recomendaciones que se desprenden de este trabajo son:

Continuar con la realización de estudios complementarios al método de Fenton, como es el combinarlo con otros procesos, como el carbón activado, en un tren de tratamiento. Para alcanzar mayores estándares de calidad.

Probar el método de Fenton en continuo.

Estudiar el efecto de la temperatura en el tratamiento con el reactivo de Fenton.

Realizar el estudio económico del proceso y dimensionarlo a gran escala.

Emplear un coagulante químico junto con el reactivo de Fenton, como lo recomiendan algunos autores (Lin y Chen, 1997; Lin y Lo, 1997; Lin et al., 1999).

En el caso de los lodos se recomienda estabilizarlos con cal o su incineración. Asimismo, se recomienda hacer un estudio detallado sobre éstos y proponer métodos alternos para su disposición, tratamiento y uso.

Bibliografía

1. 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
2. APHA, AWWA y WPCF (1992) Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. Ed. Díaz de los Santos, España
3. APHA, AWWA y WPCF (1998) Standard Methods for Water and Wastewater Examination, 20th edn. American Public Health Association, Washington, D.C., USA
4. Ayres R., Lee D. y Mara D. (1989) The enumeration of human intestinal nematode eggs in raw and treated wastewater. ODA Research scheme R. 4336. Final report. University of Leeds, Inglaterra
5. Barbeni M., Minero C. y Pellizzetti L. (1987) Chemical degradation of chlorophenols with Fenton's reagent. *Chemosphere* 16, pp. 2225-2232
6. Bauer R. (1994) Applicability of solar irradiation for photochemical wastewater treatment. *Chemosphere* 29, pp. 1225-1233
7. Biagi F. (1990) Enfermedades parasitarias. Ed. La prensa médica mexicana. México, D. F., México
8. Bidga R.J. (1995) Consider Fenton chemistry for wastewater treatment. *Chem. Eng. Progress* Vol. 91. No. 12, pp. 62-66
9. 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
10. Bossman 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
11. 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
12. Centi G., Perathoner S., Torre T. y Verduna M. G. (2000) Catalytic wet oxidation with H₂O₂ of carboxylic acids on homogeneous and heterogeneous Fenton-type catalysts. *Catalysis Today* 55, pp 61-69
13. 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
14. 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.
15. Chandler C y Read C (1976) Introducción a la parasitología Ed. Omega. México, D. F., México
16. 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

17. Feachem G., Bradley J. Garelick H. y Mara D. (1983) Sanitation and disease health aspects of excreta and wastewater management. John Wiley & Sons, Chichester, USA
18. Fenton H. J. H. (1894) Oxidation of tartaric acid in the presence of iron. *J. Chem. Soc.* 65, pp. 899-910
19. 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
20. 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
21. 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
22. Glaze H. (1990) Water quality and treatment. Am. Wat. Works Assoc. (AWWA) Ed. McGraw Hill, New York, USA
23. 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
24. Halliday P. J. y Beszedits S. (1986) Color removal from textile mill wastewater. *Canadian Textile Journal*. April, pp. 78-84
25. Henry y Heinke (1996) Ingeniería Ambiental. Ed. Prentice Hall. México D. F., México
26. Hespanhol I. y Prost A. (1993) WHO Guidelines and national standards for reuse and water quality. *Wat. Res.*
27. 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
28. 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
29. Instituto Nacional de Referencias Epidemiológicas (INDRE) (1993) Diagnóstico parasitológico
30. Isák 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
31. Jiménez B., Chávez A., Barrios J., Maya C. y Salgado G., (1999) Curso: Determinación y cuantificación de huevos de helminto. Instituto de Ingeniería, UNAM
32. 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
33. 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
34. Kumate J., Gutiérrez G., Muñoz O. y Santos J. I. (1990) Manual de Infectología. Ed. Méndez Cervantes. México, D. F., México
35. Kuo K. W. (1992) Decolorizing dye wastewater with Fenton's reagent. *Wat. Res.* 26, 881-889
36. Lanco "Instruction Manual Rapid Distillation Apparatus Model 65000"

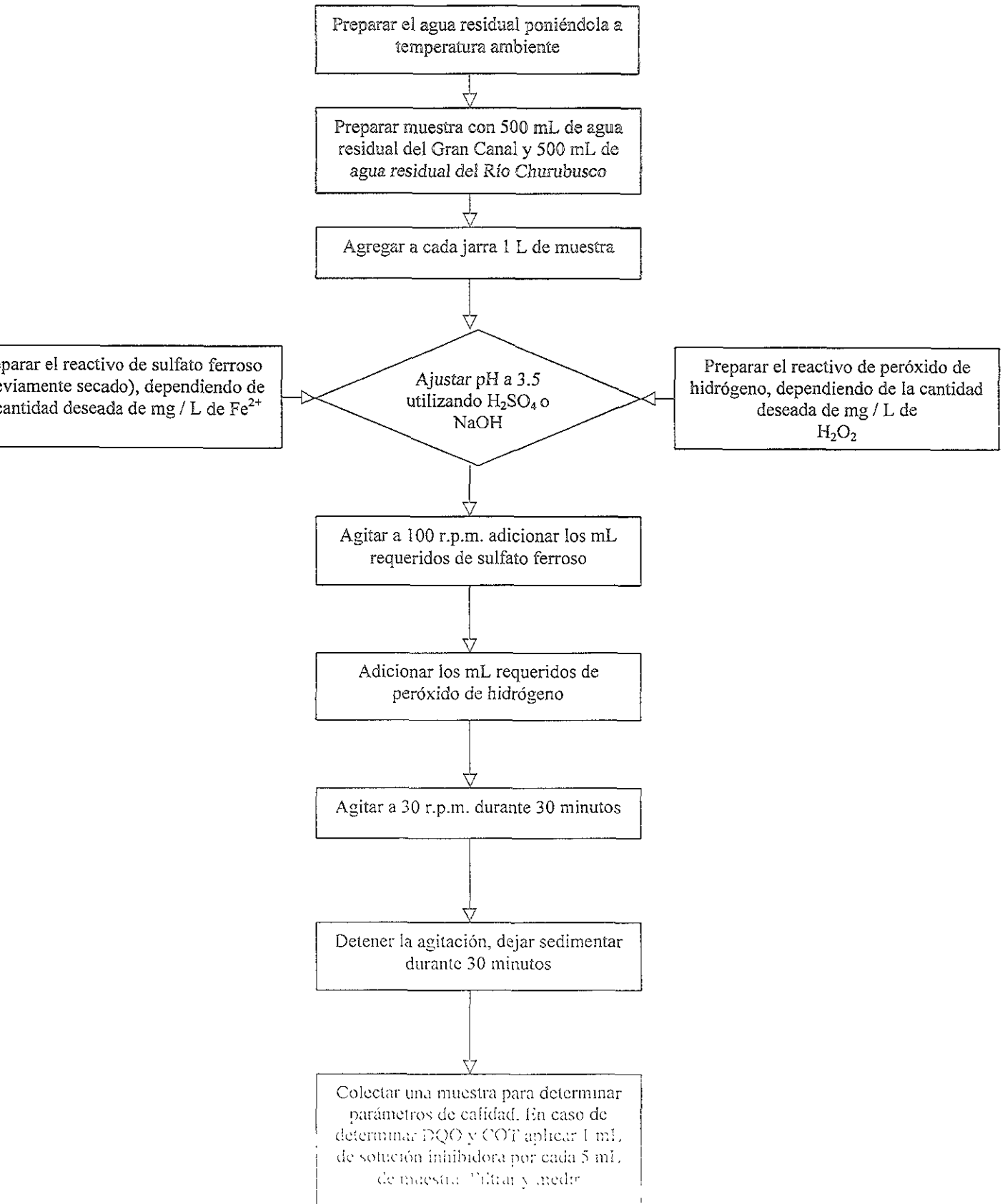
37. Langlais B., Reckhow D. A. y Brink D. R. (1991) Ozone in water treatment. Ed. Lewis Pub., Chelsea, Michigan, USA
38. Legrini O., Oliveros E. y Braun A. M. (1993) Photochemical processes for water treatment. *Chem. Rev.* 93, pp. 671-698
39. Lin H. S. y Lin M. Ch. (1993) Treatment of textile waste effluents by ozonation and chemical coagulation. *Wat. Res.* Vol. 27, No. 12, pp. 1743-1748.
40. 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.
41. Lin S. H. y Lo C. C. (1997) Fenton process for treatment of desizing wastewater. *Wat. Res.* Vol. 31, No. 8, pp. 2050-2056.
42. Lin S. H. y Peng C. F. (1995) Treatment of textile wastewater by Fenton's reagent. *J. Environ. Sci. Health* A30, pp. 89-101
43. 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.
44. Lloyd R. V., Hanna P. M. y Mason R. P. (1997) The origin of the hydroxyl radical oxygen in the Fenton reaction. *Free Radical Biology and Medicine*, Vol. 22, No. 5, pp. 885-888.
45. Marco A., Esplugas S. y Saum G. (1997) How and why combine chemical and biological processes for wastewater treatment. *Water Sci. and Technol.* Vol. 35, No. 4, pp 321-327
46. Metcalf y Eddy (1996) Ingeniería de las aguas residuales. Ed. McGraw Hill. México, D F., México
47. 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
48. Nakis N. y Schneider-Rotel M. (1980) Ozone-induced biodegradation of nonionic surfactant. *Water Res.* 14, pp. 1225-1232
49. Oh D., Jun S., Park S. y Yoon T. (1994) Effects of reaction conditions on wastewater treatment efficiency in Fenton oxidation. *J. Korean Society of Environmental Engineering* 16, pp 51-59
50. 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
51. Ollis D. F. y Al-Ekabi (1993) Photocatalytic purification and treatment of water and air Elsevier, Amsterdam, Holanda
52. 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
53. Pignatello J. J. (1992) Dark and photo-assisted Fe³⁺-catalyzed degradation of chlorophenoxy herbicides by hydrogen peroxide. *Environ. Toxicol. Chem.* 13, 423-427
54. Pignatello J. J. y Chapa G. (1994) Degradation of PCBs by ferric ion, hydrogen peroxide and UV light. *Environ. Toxicol. Chem.* 13, 423-427

73. Walling C. (1975) Fenton's reagent revisited, *Acc. Chem. Res.* 8, pp. 125-131
74. Walling C. y Kato S. (1971) The oxidation of alcohols by Fenton's reagent: the effect of copper ion. *J. Am. Chem. Soc.* 93, pp. 4275-4280
75. Walling C., El-Taliawi G. M. y Johnson R. A. (1974) Fenton's reagent IV: structure and reactivity relations in the reaction of hydroxyl radicals and the redox reactions of radicals. *Journal of American Chemical Society* 96, pp. 133-139
76. 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
77. 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.
78. "Dirección General de Bibliotecas" Página de Internet: <http://www.dgbiblio.unam.mx/>

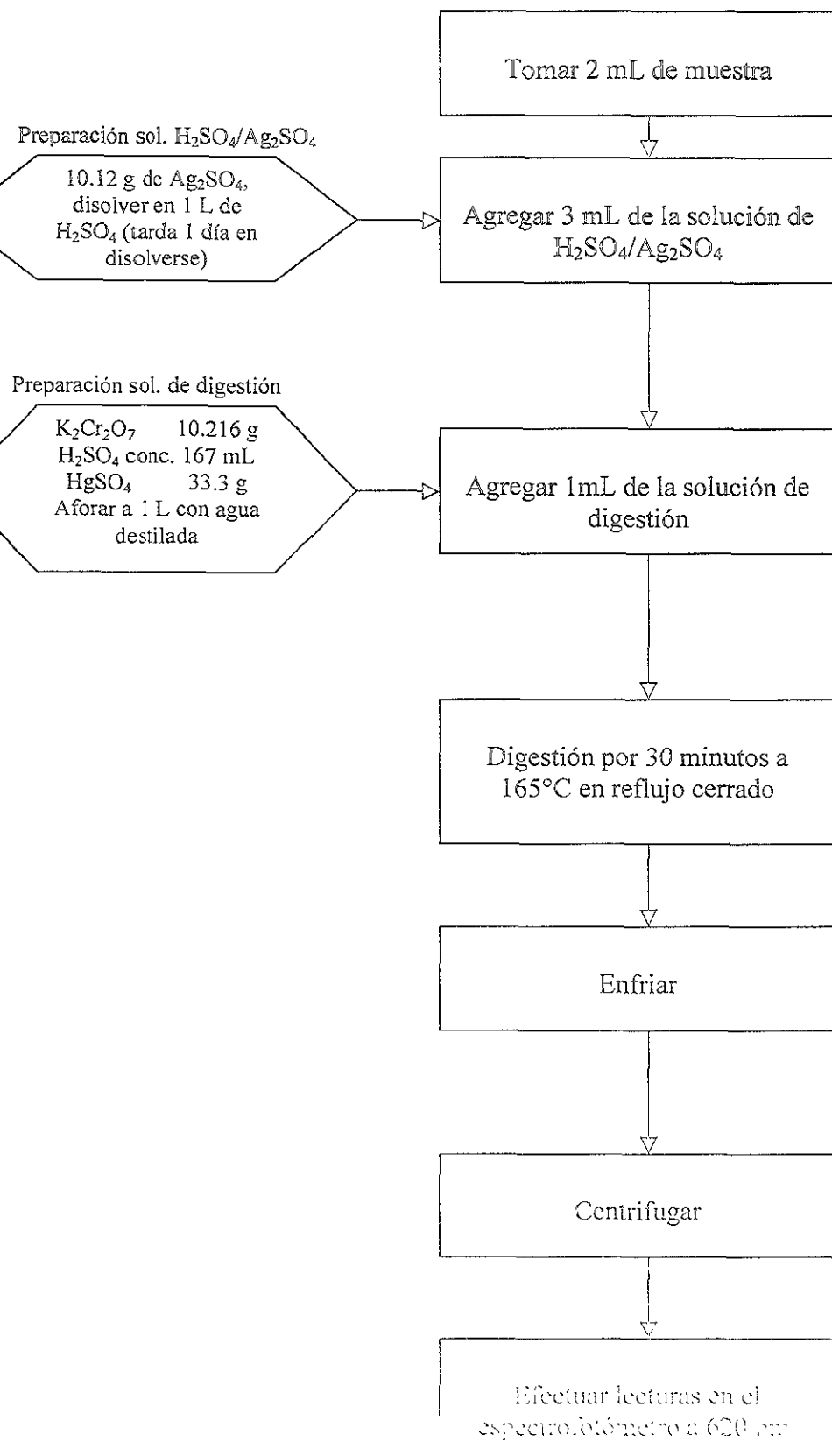
ANEXO A1

Diagramas de flujo de las técnicas
analíticas y curvas de calibración

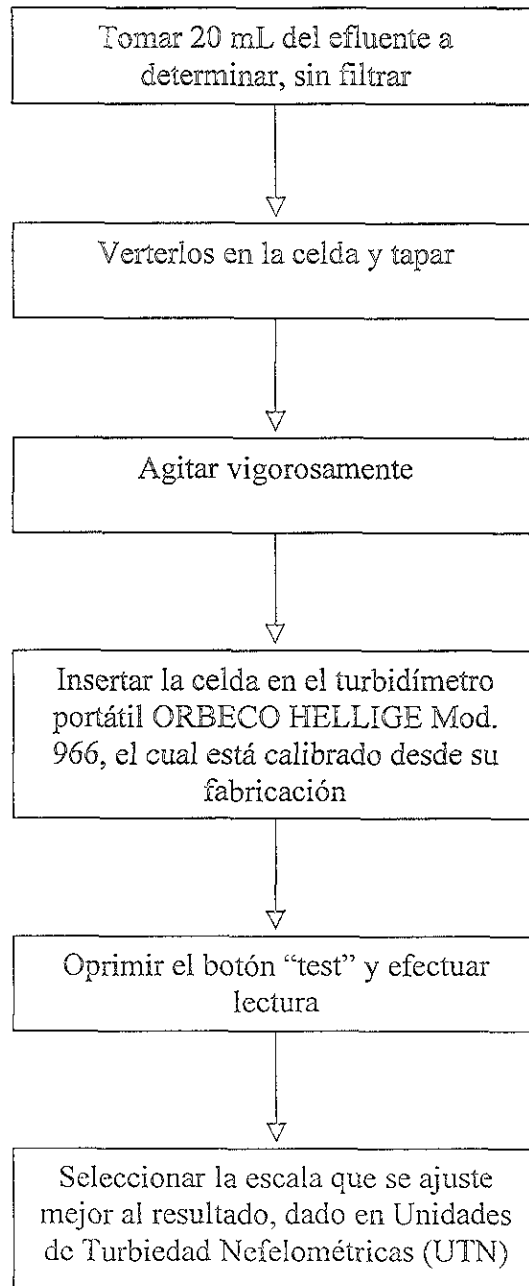
PRUEBA DE JARRAS PARA FENTON



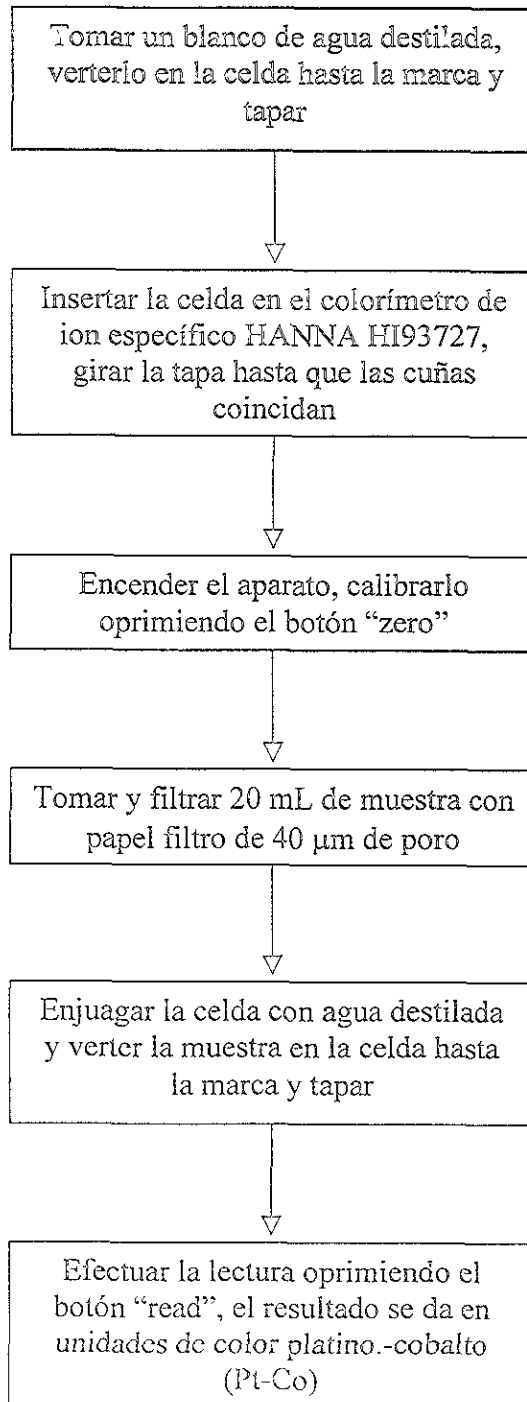
DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO (DQO) (APHA, 1998)



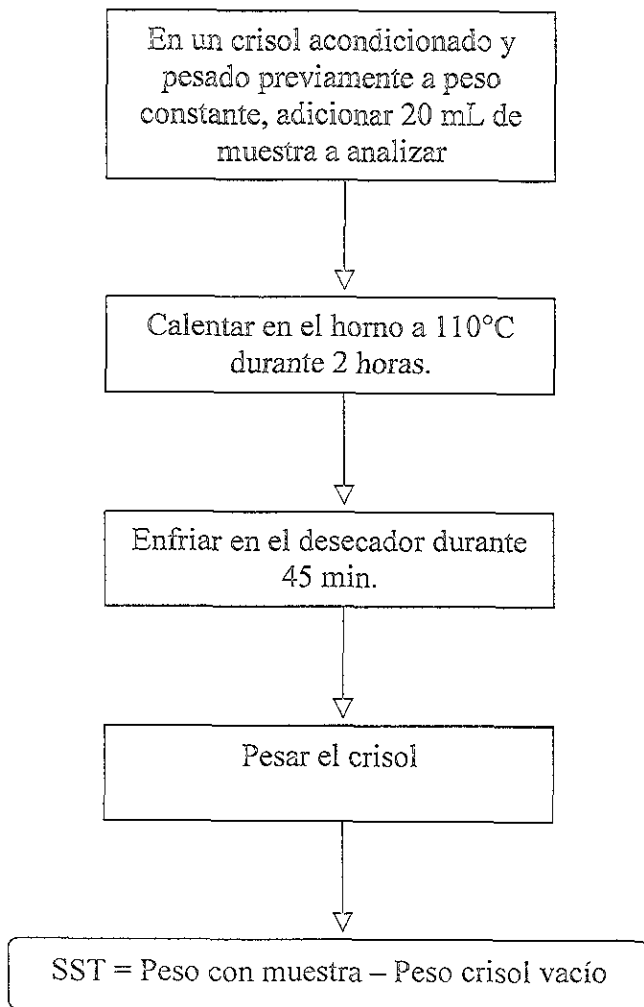
TURBIEDAD



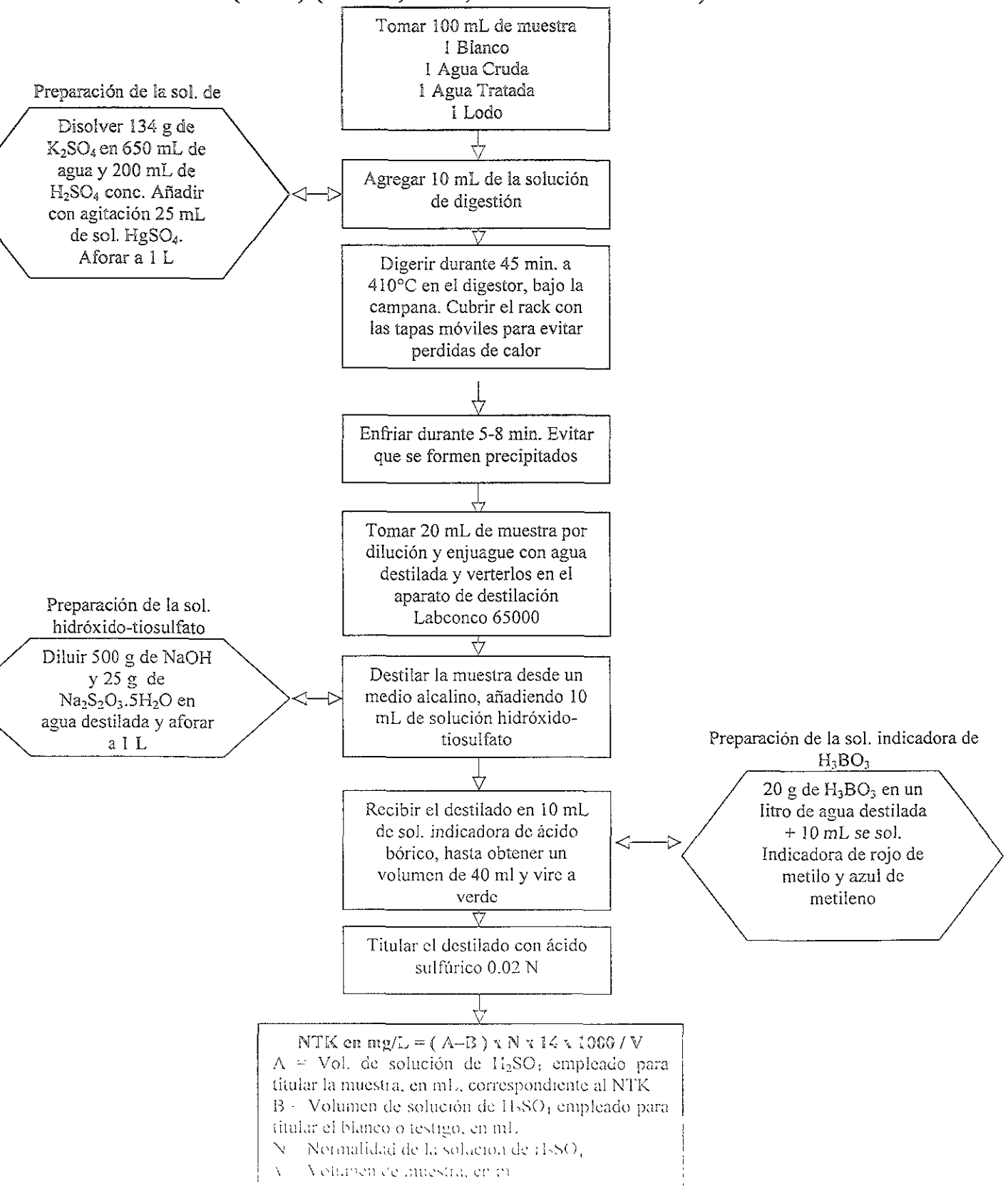
COLOR



SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES (SST)
(APHA, 1992; NMX-AA-034-1981)



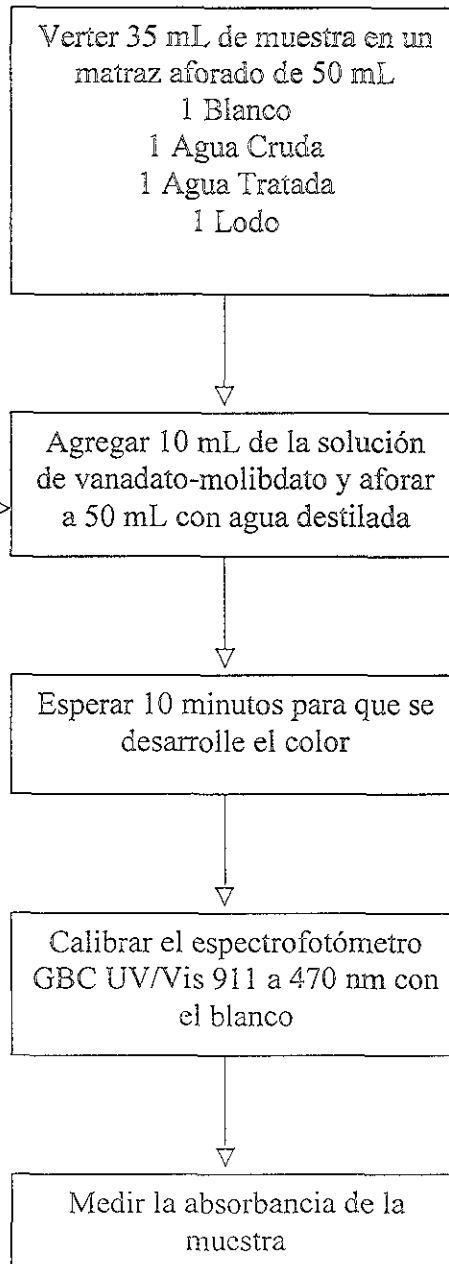
NITRÓGENO TOTAL KJELDAHL (NTK) (APHA, 1992; NMX-AA-026-1980)



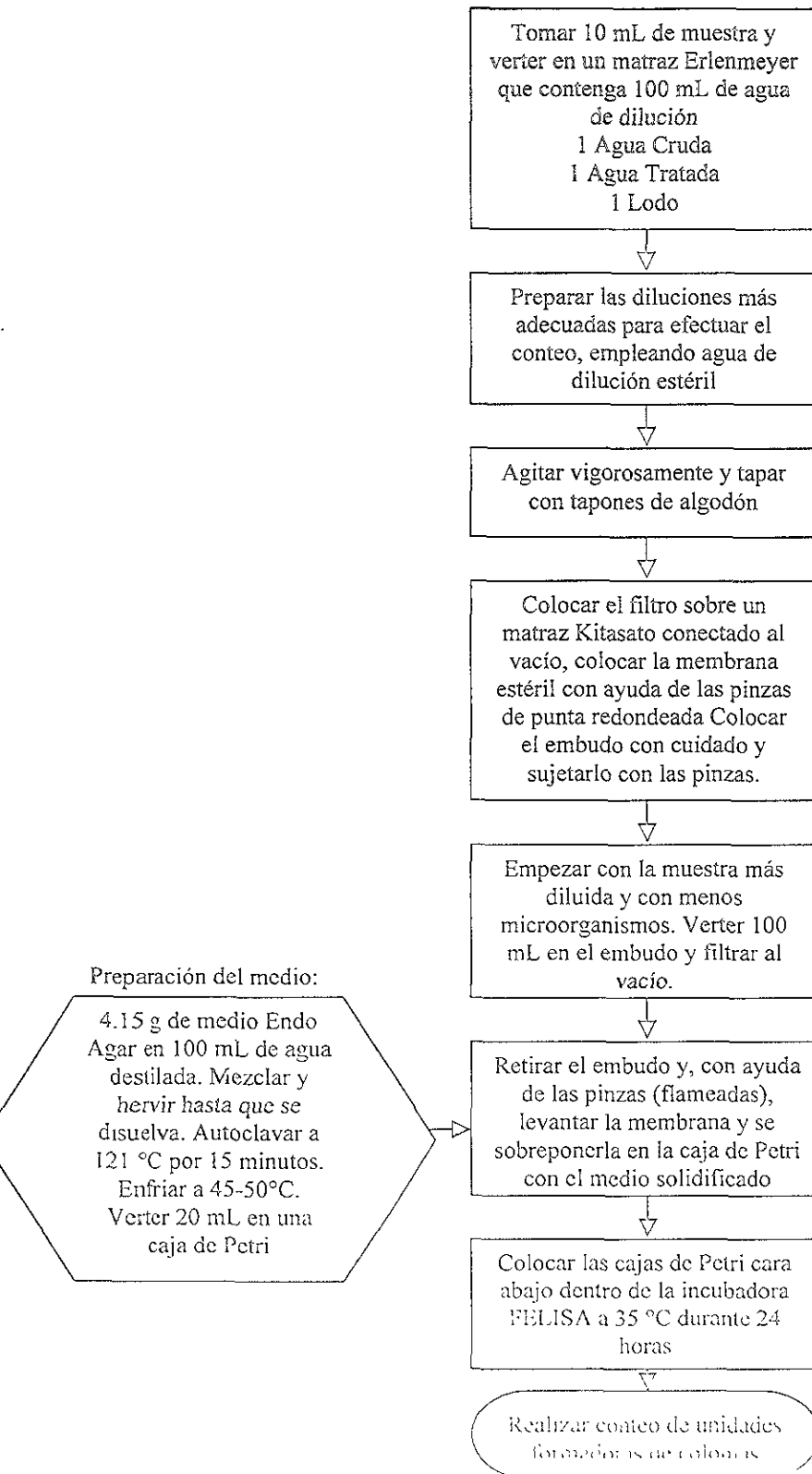
FÓSFORO REACTIVO TOTAL (FRT)
(APHA, 1992; NMX-AA-029-1981)

Preparación de la sol. de vanadato-molibdato

Disolver 25 g de molibdato amónico tetrahidratado en 300 mL de agua destilada. Disolver 1.25 g de metavanadato de amonio calentándolo hasta ebullición en 300 mL de agua destilada. Enfriar y añadir 330 mL de HCl conc. Enfriar y verter sobre la solución de molibdato, mezclar y aforar a 1L



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



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

Tomar 10 mL de muestra y verter en un matraz Erlenmeyer que contenga 100 mL de agua de dilución
1 Agua Cruda
1 Agua Tratada
1 Lodo

Preparar las diluciones más adecuadas para efectuar el conteo, empleando agua de dilución estéril

Agitar vigorosamente y tapar con tapones de algodón

Colocar el filtro sobre un matraz Kitasato conectado al vacío, colocar la membrana estéril con ayuda de las pinzas de punta redondeada Colocar el embudo con cuidado y sujetarlo con las pinzas.

Empezar con la muestra más diluida y con menos microorganismos. Verter 100 mL en el embudo y filtrar al vacío.

Retirar el embudo y, con ayuda de las pinzas (flameadas), levantar la membrana y se sobreponerla en la caja de Petri con el medio solidificado

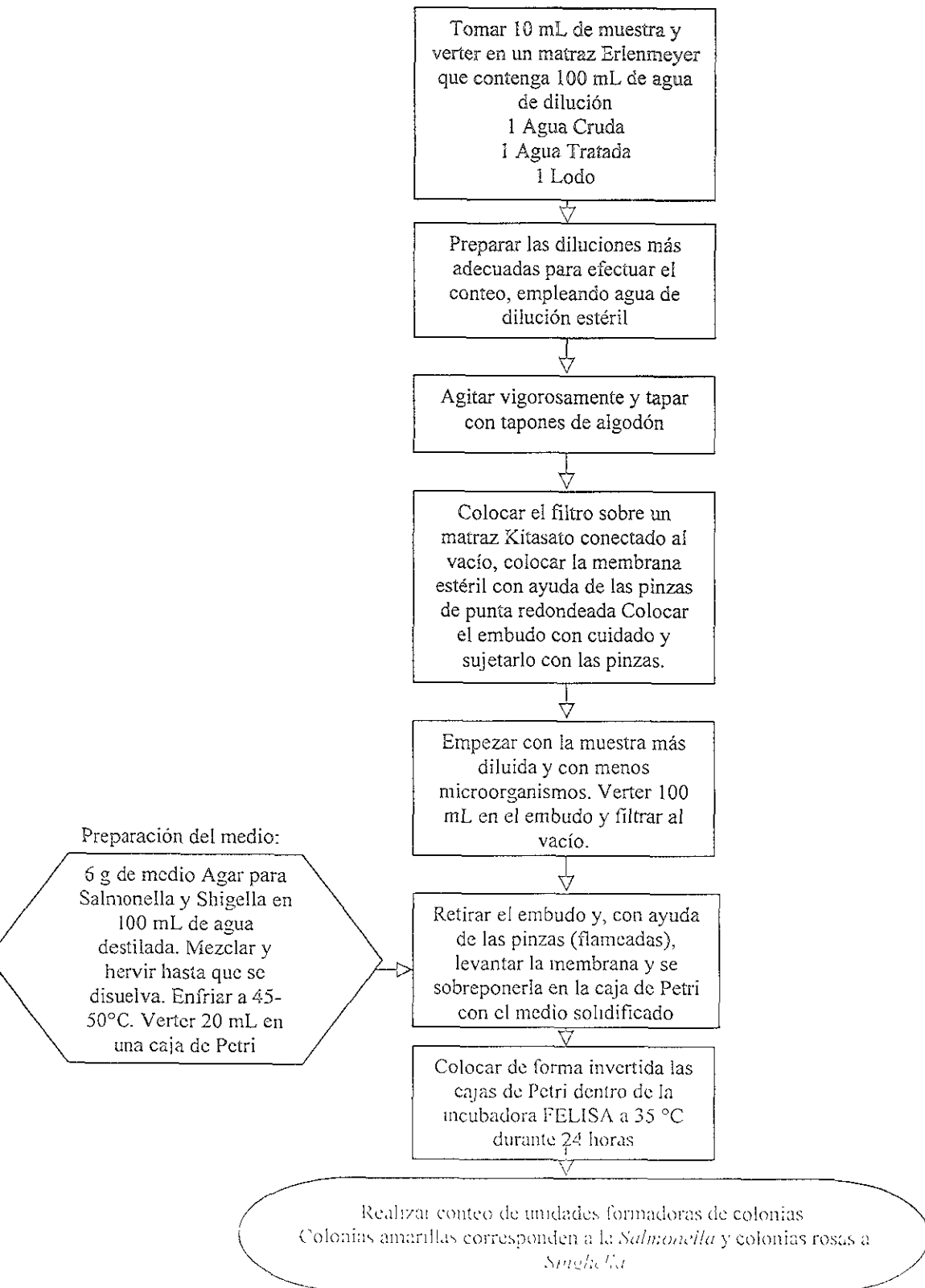
Colocar las cajas de Petri dentro de bolsas de plástico impermeables y sumergir en baño María a 45 °C durante 24 horas

Realizar conteo de unidades formadas por colonias

Preparación del medio:

5.2 g de medio M-FC Agar en 100 mL de agua destilada. Mezclar y hervir hasta que se disuelva. Enfriar a 45-50°C. Verter 20 mL en una caja de Petri

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



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

Tomar 10 mL de muestra y verter en un matraz Erlenmeyer que contenga 100 mL de agua de dilución
1 Agua Cruda
1 Agua Tratada
1 Lodo

Preparar las diluciones más adecuadas para efectuar el conteo, empleando agua de dilución estéril

Agitar vigorosamente y tapar con tapones de algodón

Colocar la placa Petrifilm en una superficie plana. Levantar la película superior

Con una pipeta perpendicular a la placa Petrifilm colocar 1 mL de muestra en el centro de la película inferior. Empezar con la muestra más diluida y con menos microorganismos.

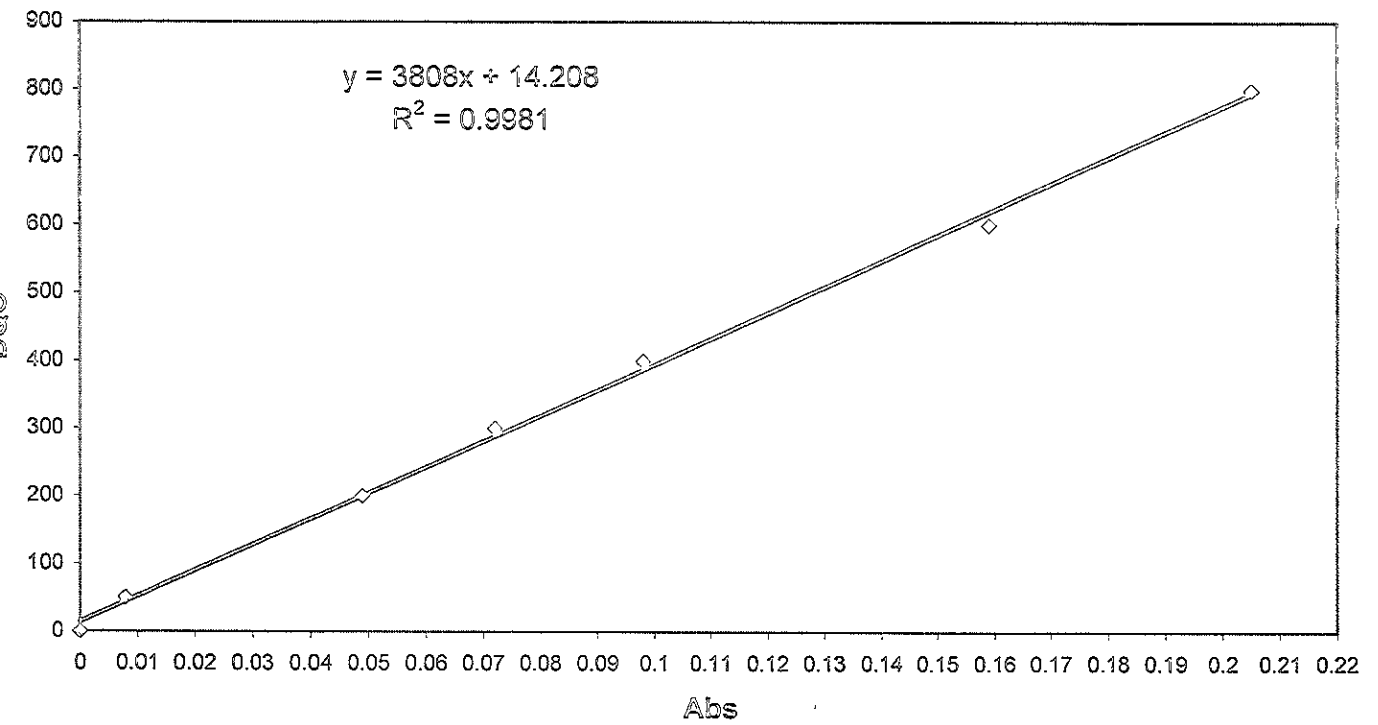
Bajar la película superior con cuidado evitando introducir burbujas de aire. No dejarlo caer

Con la cara lisa hacia abajo colocar el aplicador en la película superior sobre el inóculo

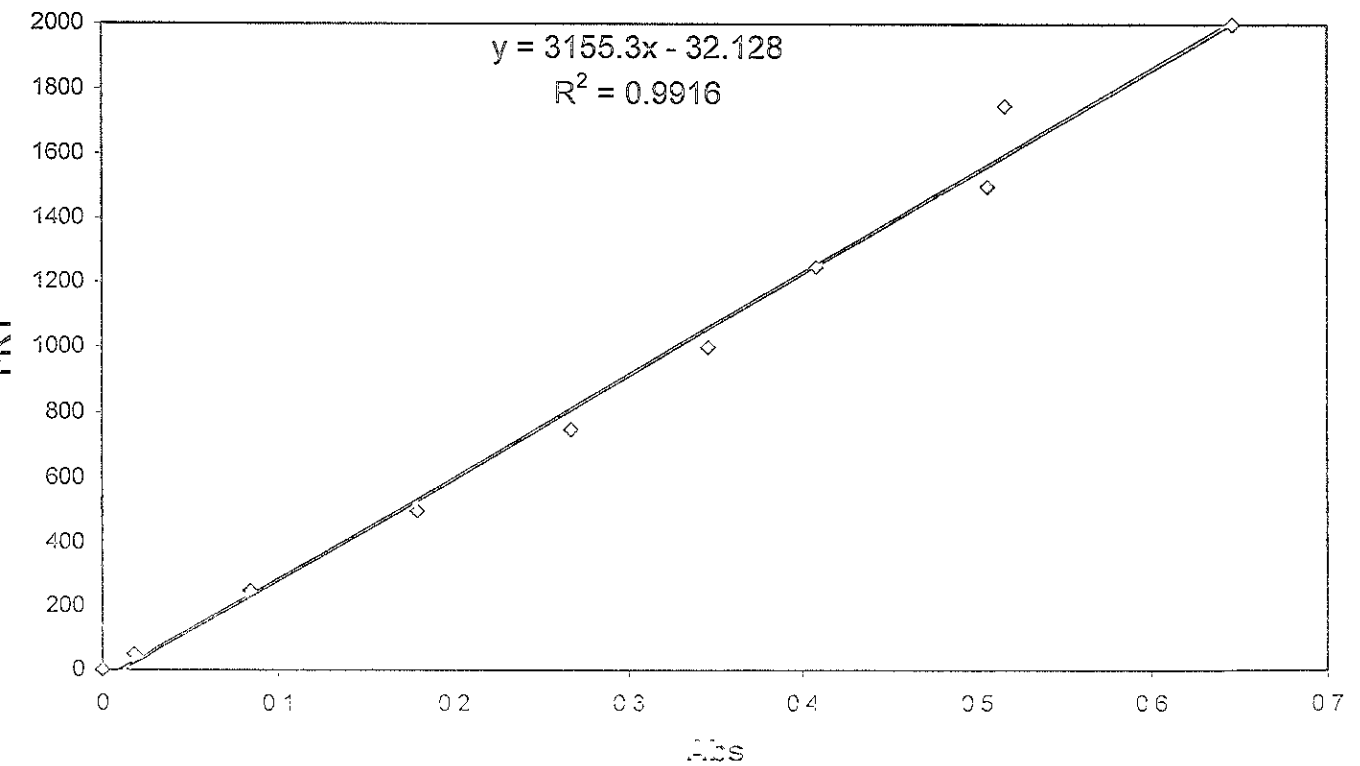
Incubar las placas Petrifilm cara arriba en pilas de hasta 20 placas dentro de la incubadora FELISA a 35 °C durante 24 horas

Realizar conteo de unidades formadoras de colonias. Estas se caracterizan por ser de color azul asociadas con burbujas de gas

Curva de calibración de la DQO



Curva de calibración del FRT



ANEXO A2

Reporte fotográfico

A.2.1. MUESTREOS

A.2.2. EXPERIMENTOS DE LABORATORIO

A.2.2.1. Pruebas de Jarras

A.2.2.2. Agua Tratada con el reactivo de Fenton

A.2.3. EQUIPO

A.2.4. PRUEBAS MICROBIOLÓGICAS

A.2.5. HUEVOS DE HELMINTO

A.2.1. MUESTREOS

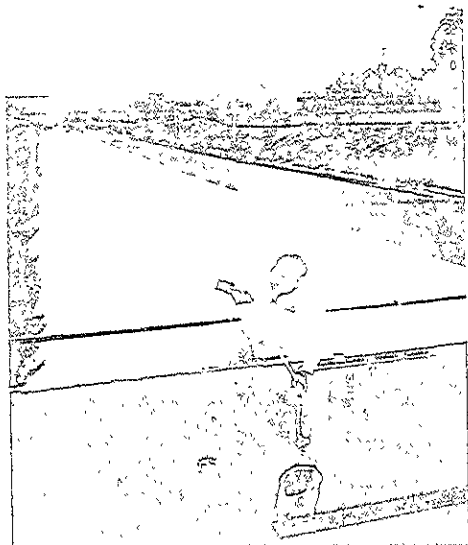


Foto A.2.1.1. Muestreo realizado en el Gran Canal

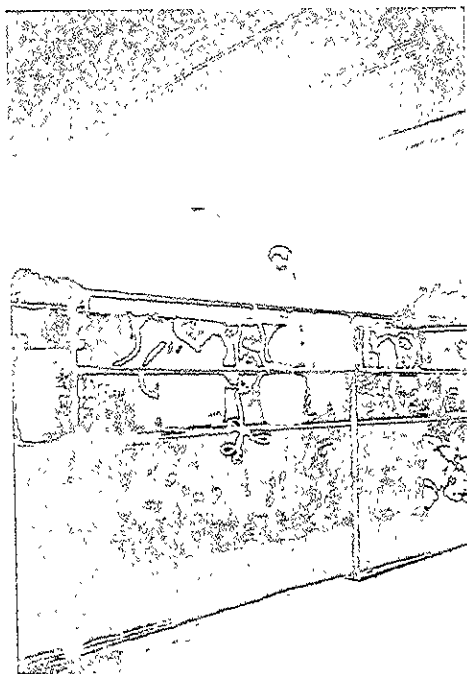


Foto A.2.1.2. En cada muestreo se recolectó un mínimo de 200 L de agua residual

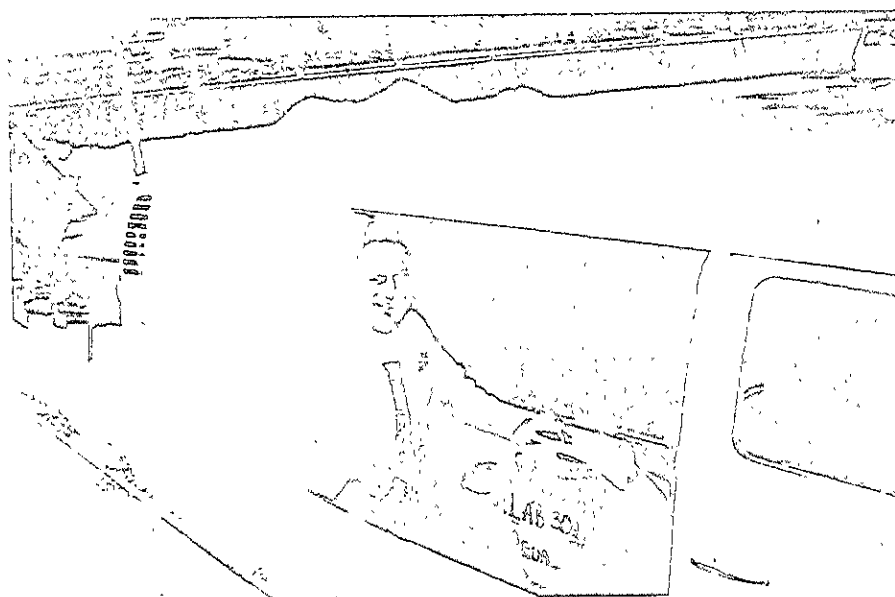


Foto A.2.1.3. Muestreo realizado en el Río Churubusco

A.2.2. EXPERIMENTOS DE LABORATORIO

A.2.2.1. Pruebas de Jarras

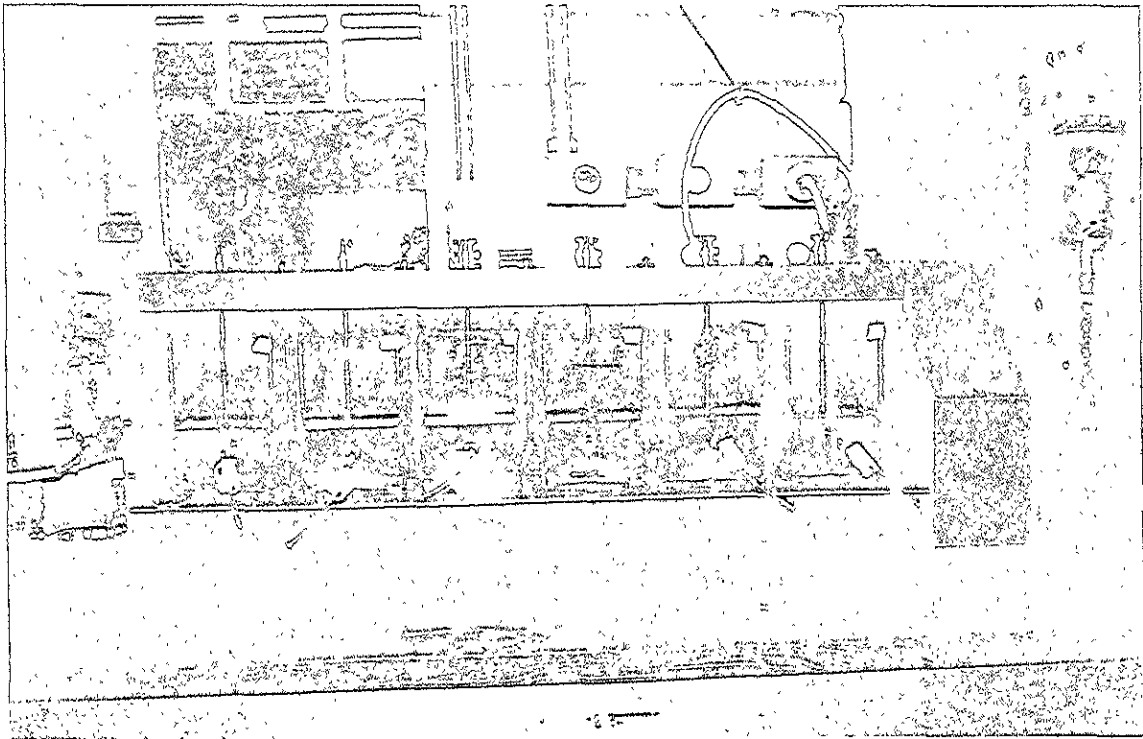


Foto A.2.2.1.1. Prueba de Jarras con el Método de Fenton

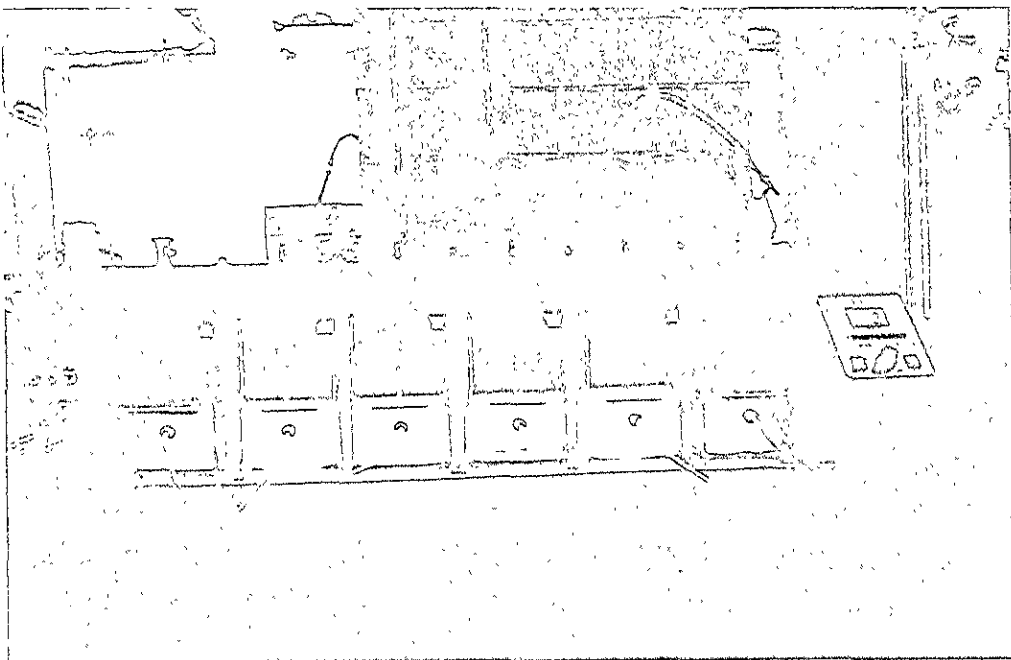


Foto A.2.2.1.2. Fase de coagulación. Floculación

A.2.2.2. Agua Tratada con el reactivo de Fenton

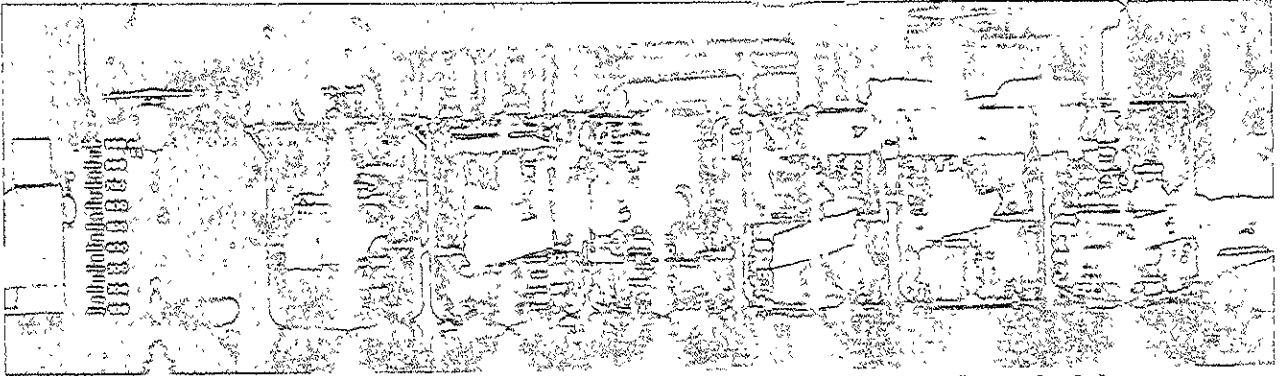


Foto A.2.2.2.1 Agua residual cruda (extremo izquierdo) y agua después del tratamiento con el reactivo de Fenton

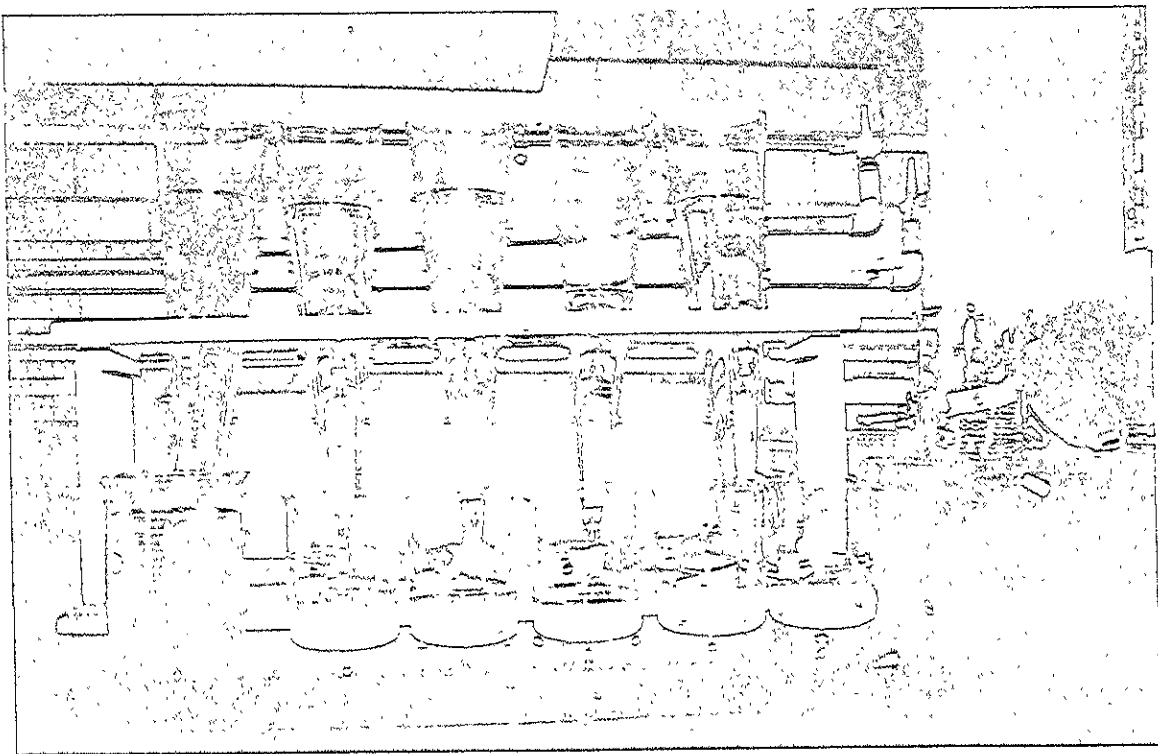


Foto A.2.2.2.2 Agua residual cruda (extremo izquierdo) y agua después del tratamiento con el reactivo de Fenton. Fase de sedimentación

A.2.3. EQUIPO

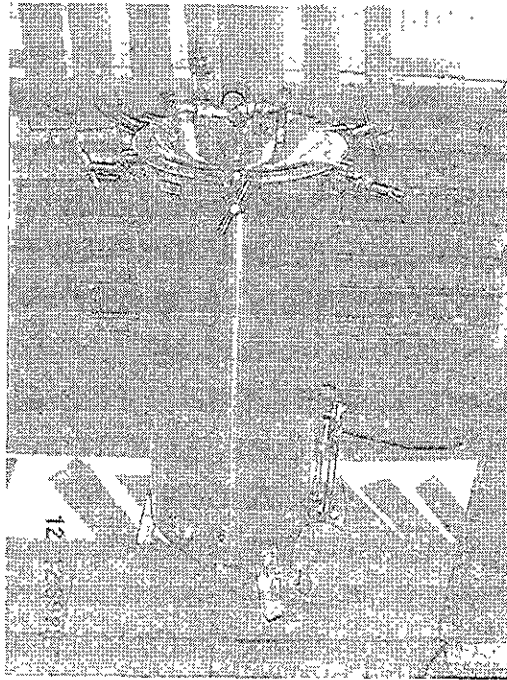


Foto A.2.3.1. Autoclave Equipar Thermolyne. Se empleó para esterilizar el material y los medios para las pruebas microbiológicas

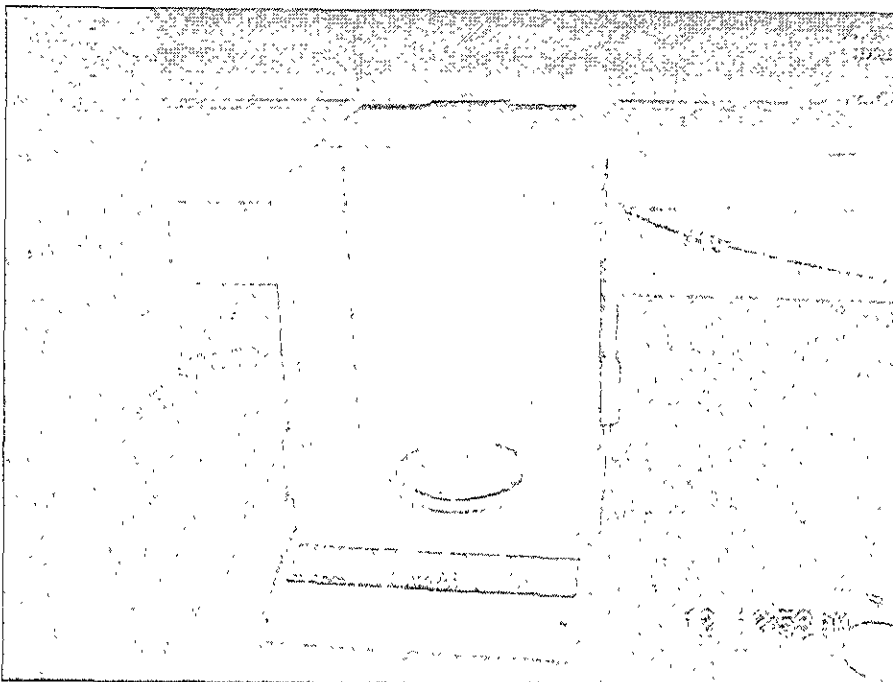


Foto A.2.3.2. Balanza analítica OHAUS. Se empleó para pesar los reactivos utilizados con gran precisión



Foto A.2.3.3. Campana de flujo laminar SEV-CFL 102. Se empleó para realizar las pruebas microbiológicas y esterilizar el material con luz UV

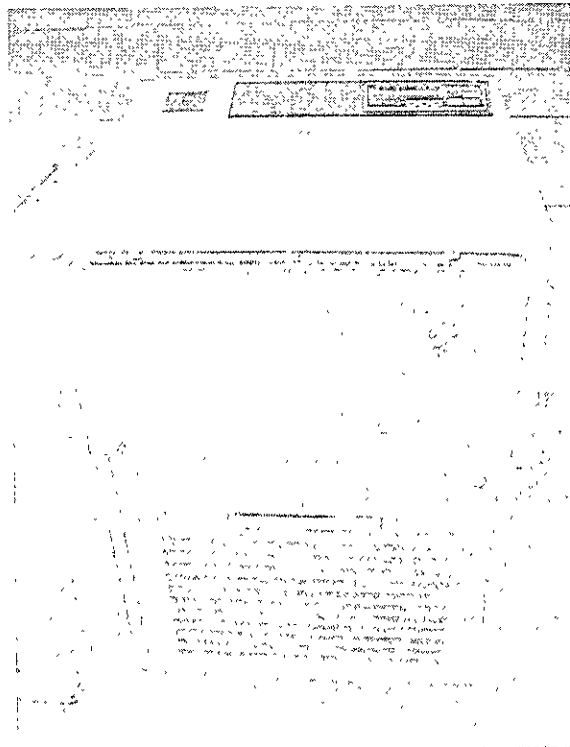


Foto A.2.3.4. Centrífuga Rotixa 50RS. Se empleó para realizar la prueba de huevos de helminto

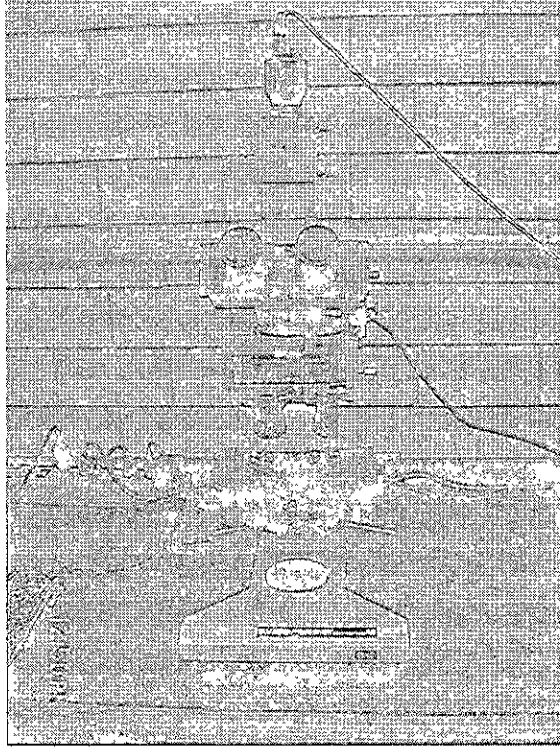


Foto A.2.3.5. Microscopio Olympus BH 2 empleado para el recuento de los huevos de helminto

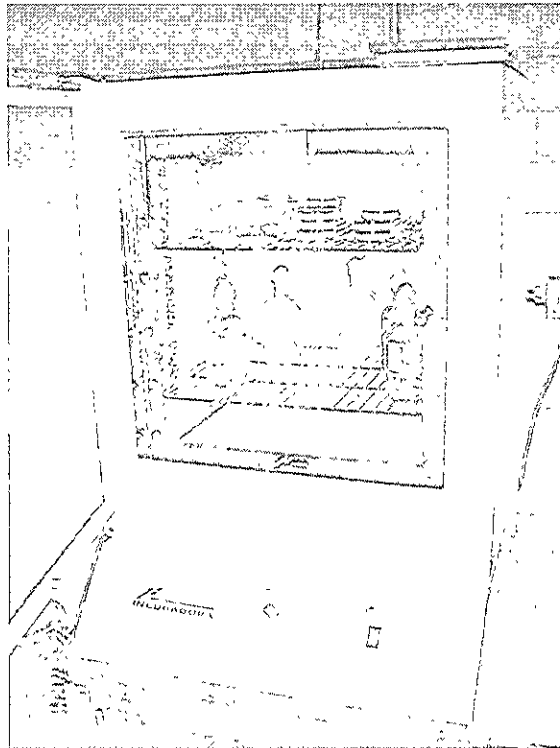


Foto A.2.3.6. Incubadora Felisa, empleada en las pruebas microbiológicas

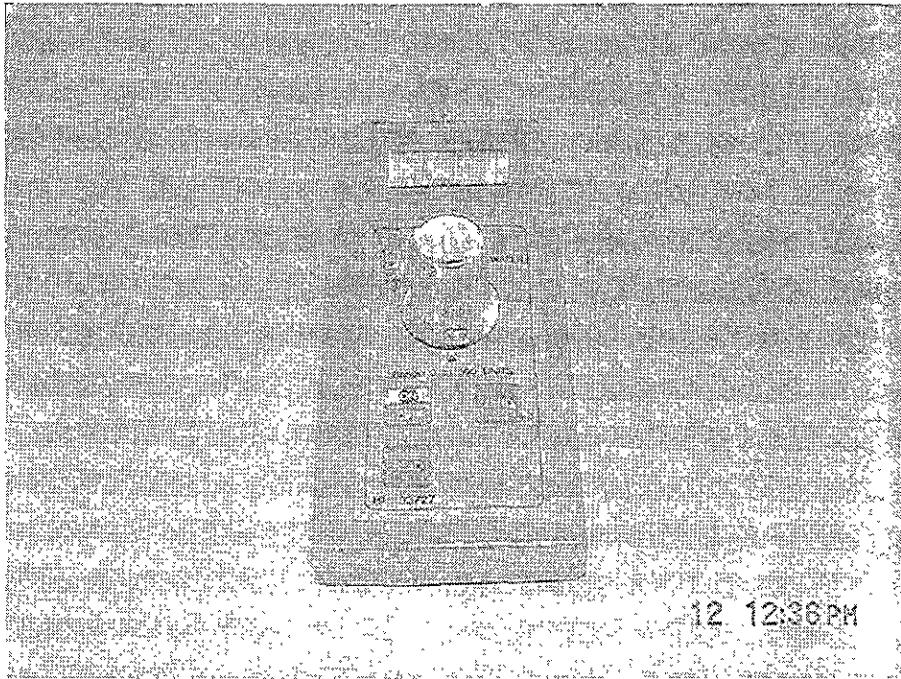


Foto A.2.3.7. Colorímetro de ion específico HANNA HI93727. Maneja un rango de 0 a 500 unidades Pt-Co

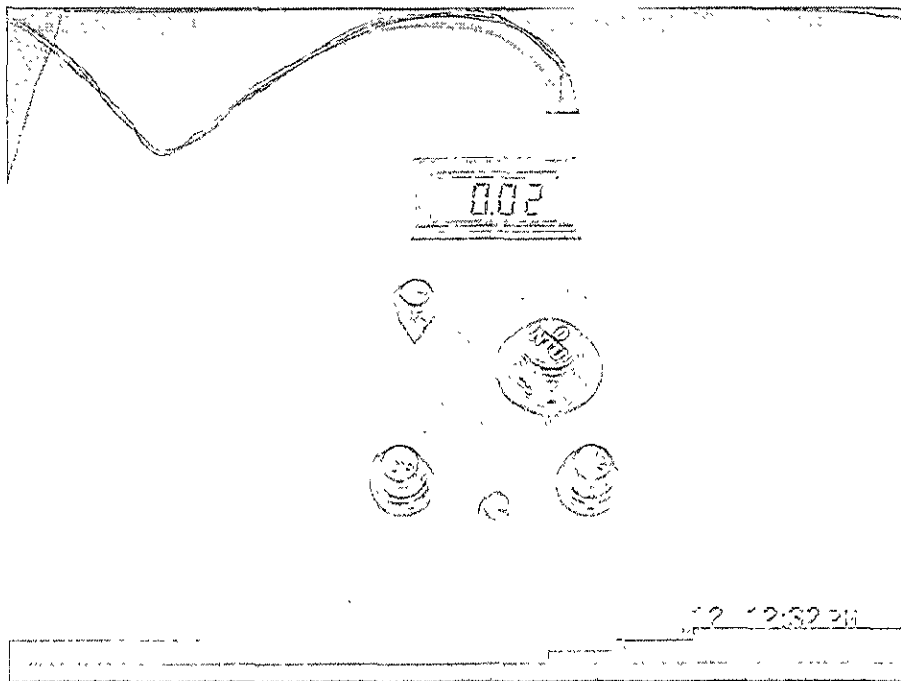


Foto A.2.3.8. Turbidímetro Orbeco-Hellige 966. Calibrado y ajustado a cero desde su fabricación, maneja 3 escalas: 0-20, 0-200 y 0-1000 UNTN



Foto A.2.3.9. 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

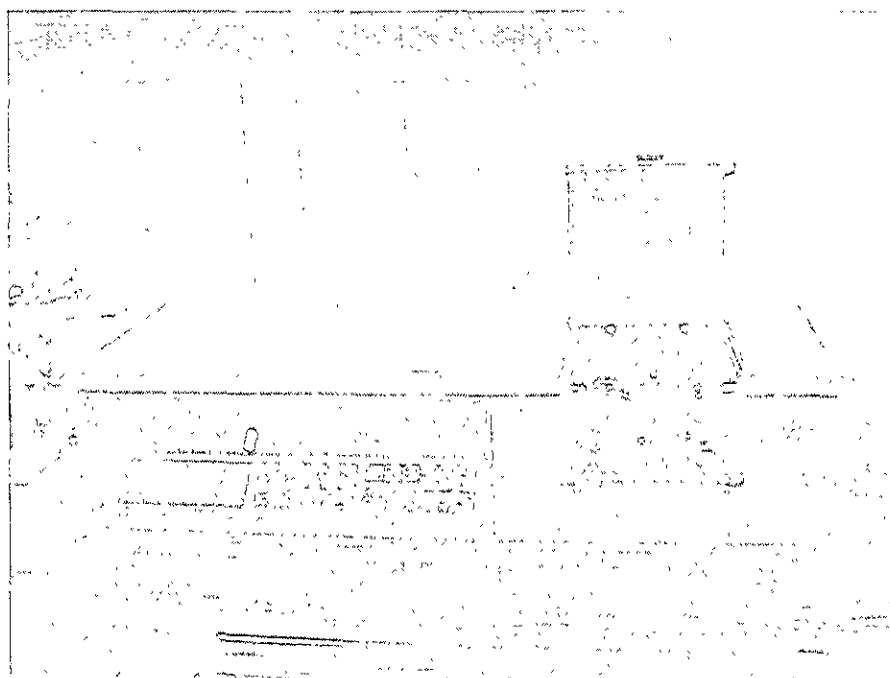


Foto A.2.3.10. Espectrofotómetro GBC UV/Vis 911. Utilizado para los análisis de la DQO y del BRT

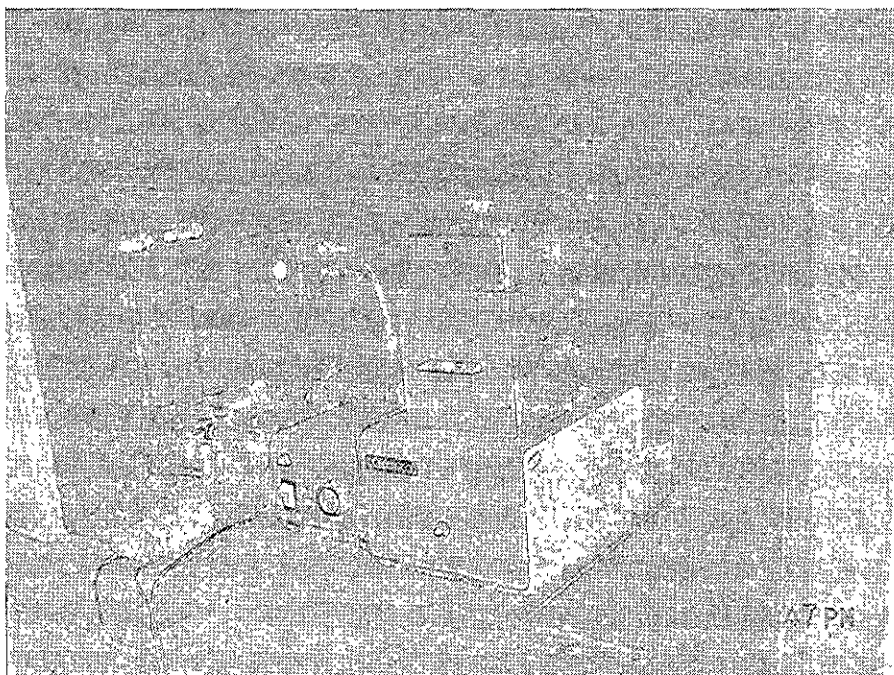


Foto A.2.3.11. Digestor Labconco 23080 con 4 lugares, empleado para digerir las muestras para el análisis de Nitrógeno Total Kjeldahl, cuenta con un controlador de temperatura

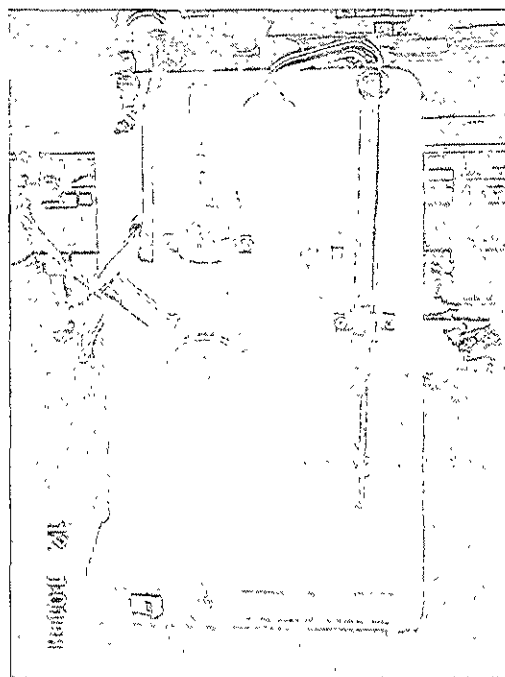


Foto A.2.3.12. Aparato de destilación rápida Labconco 65000

A.2.4. PRUEBAS MICROBIOLÓGICAS

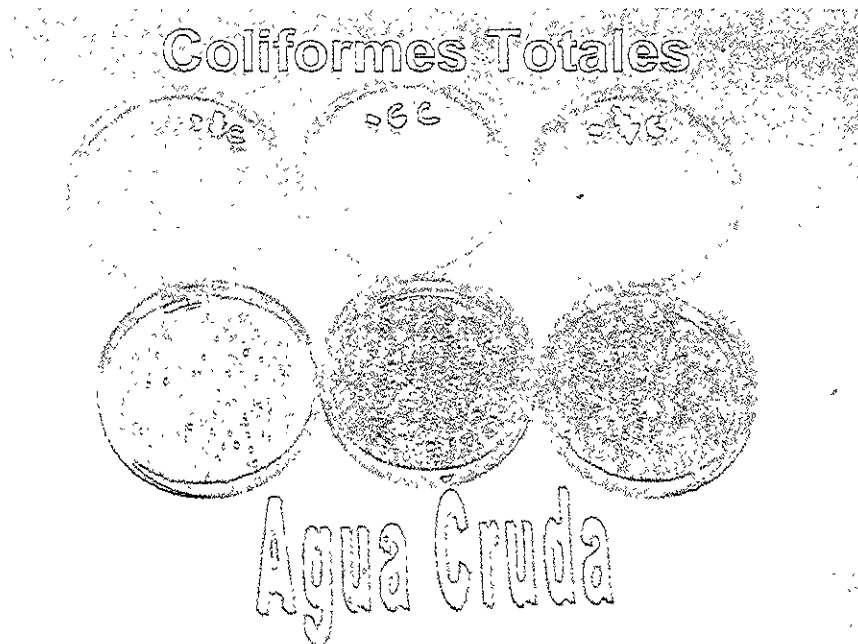


Foto A.2.4.1. Pruebas microbiológicas realizadas para determinar y cuantificar las UFC de coliformes totales presentes en el agua residual cruda. Se puede observar la gran cantidad de microorganismos coliformes totales presentes los cuales son utilizados como indicadores de contaminación patógena.



Foto A.2.4.2. 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.

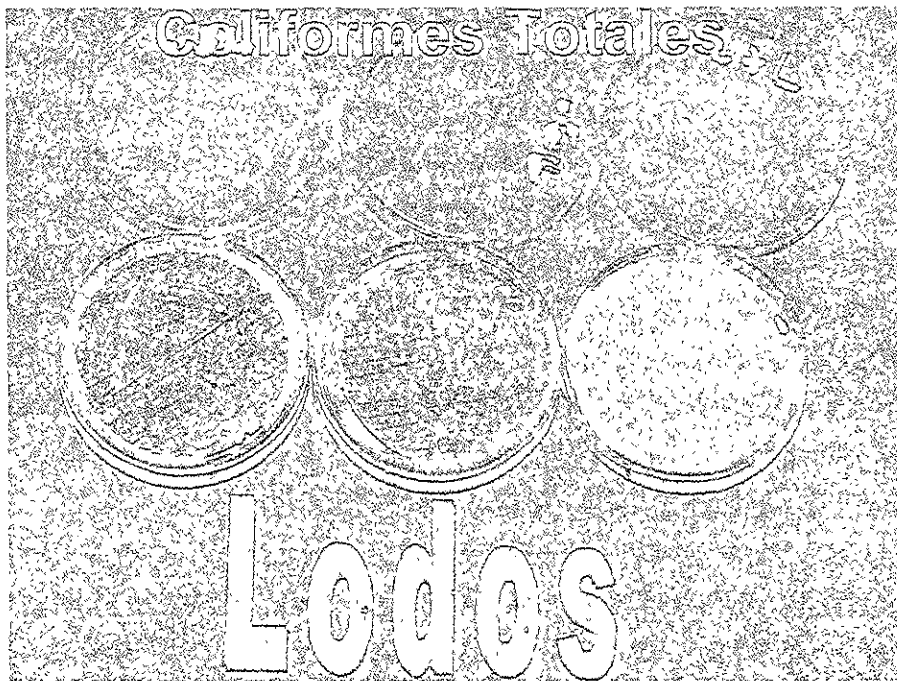


Foto A.2.4.3. Los lodos producidos durante el tratamiento de aguas residuales mixtas con el reactivo de Fenton presentan una eliminación de hasta el 99% de coliformes totales.

Agua
Coliformes totales



Agua Cruda Acidificada

Foto A.2.4.4. 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.

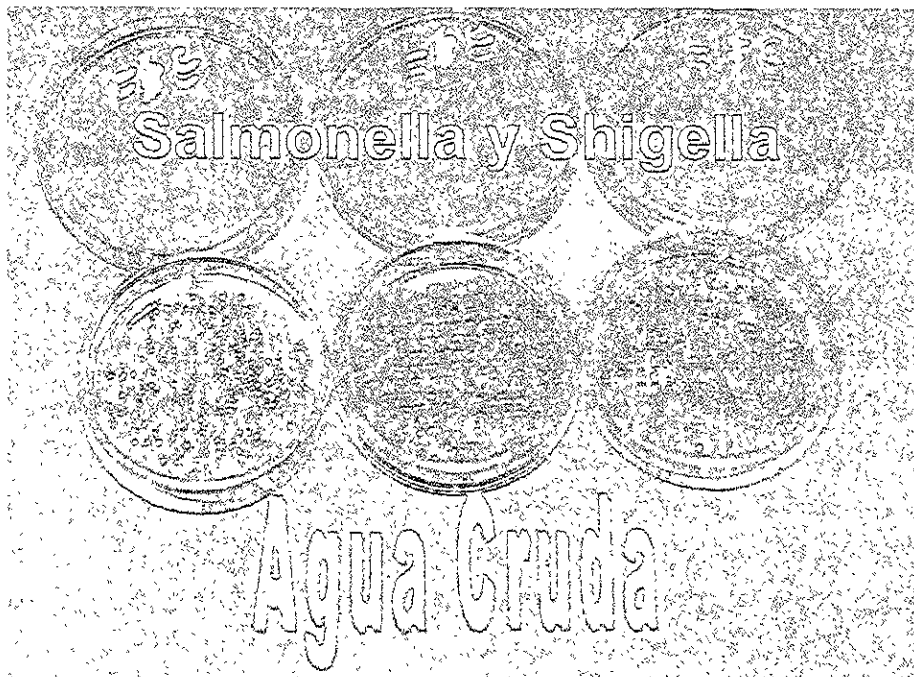
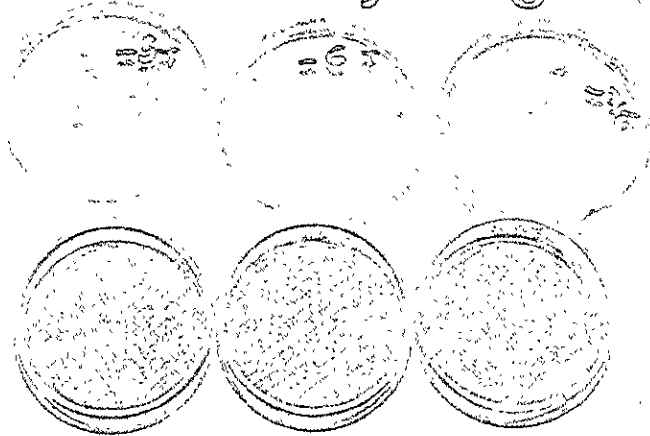


Foto A.2.4.5. Pruebas microbiológicas realizadas para determinar y cuantificar la presencia de UFC de *Salmonella* y *Shigella* presentes en el agua residual cruda. Se puede observar la gran cantidad de microorganismos presentes. Las colonias amarillas corresponden a la *Salmonella* y las rosas a la *Shigella*.

Salmonella y Shigella



Agua Tratada

Foto A.2.4.6. 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.

Salmonella y Shigella

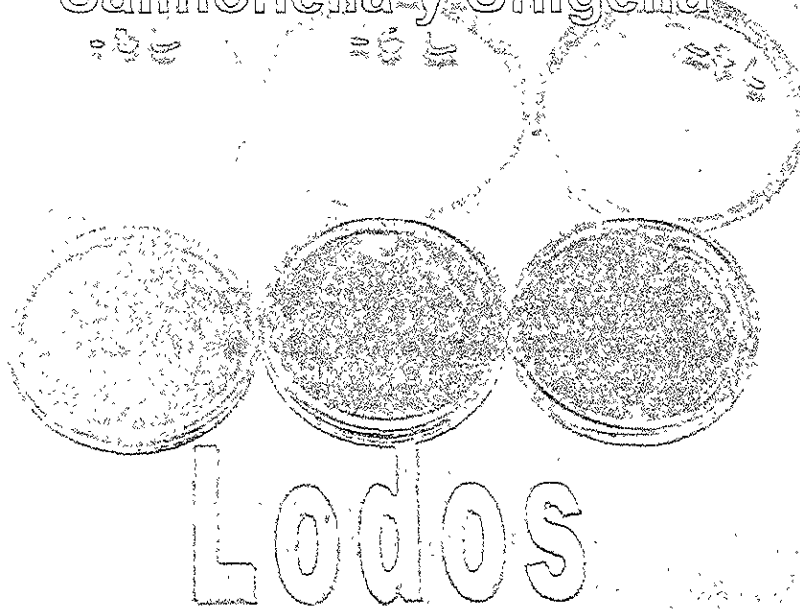
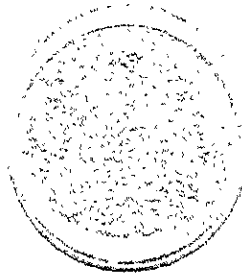


Foto A.2.4.7. Los lodos producidos durante el tratamiento de aguas residuales mixtas con el reactivo de Fenton presentan una eliminación de hasta 99% de UFC de *Salmonella* y 99% de UFC de *Shigella*.

Salmonella y Shigella



Agua Cruda Acidificada

Foto A.2.4.8. 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 A.2.4.9. 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.

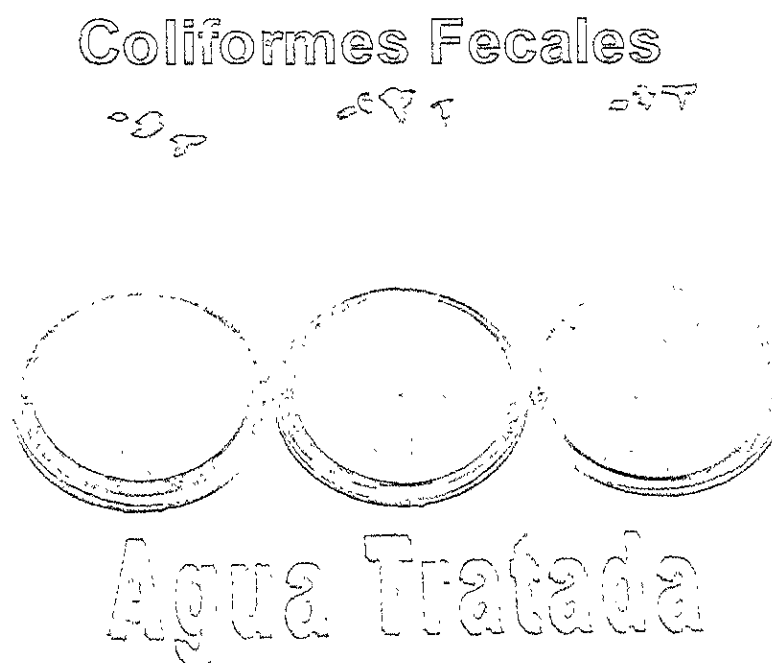


Foto A.2.4.10. Pruebas microbiológicas realizadas para determinar la presencia de UFC de coliformes fecales en el agua tratada con el reactivo de Fenton. Es notable la eliminación del 100% de este tipo de microorganismos.

Coliformes Fecales

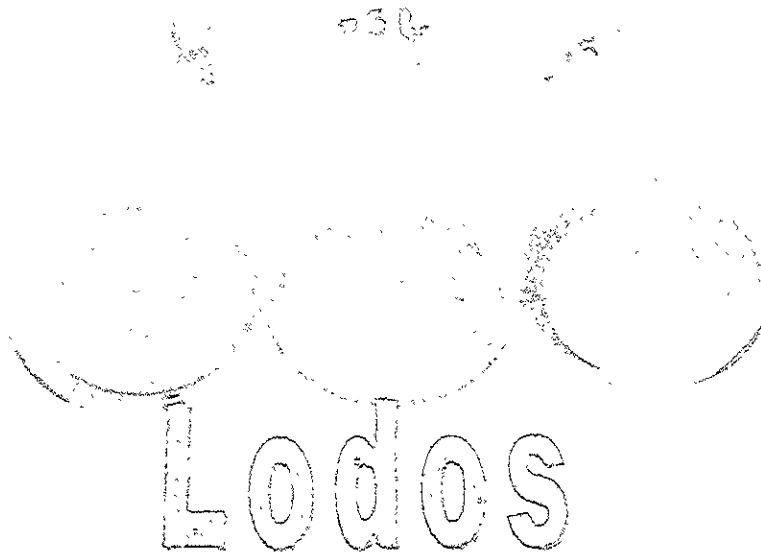


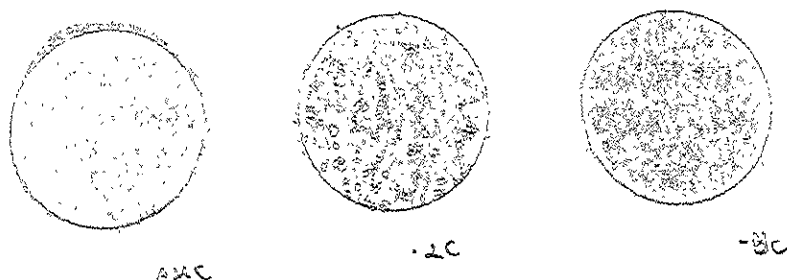
Foto A.2.4.11. Los lodos producidos durante el tratamiento de aguas residuales mixtas con el reactivo de Fenton presentan una eliminación de hasta el 99% de coliformes fecales.

Coliformes Fecales



Foto A.2.4.12. 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.

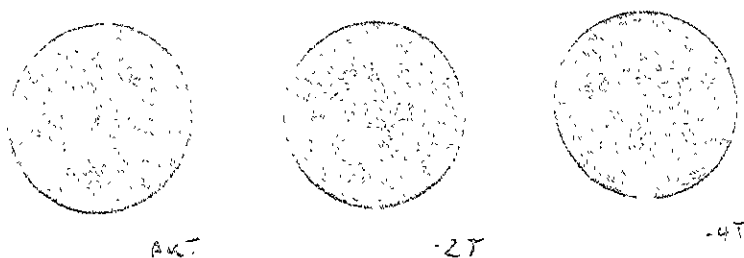
Escherichia coli



Agua Cruda

Foto A.2.4.13. 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.

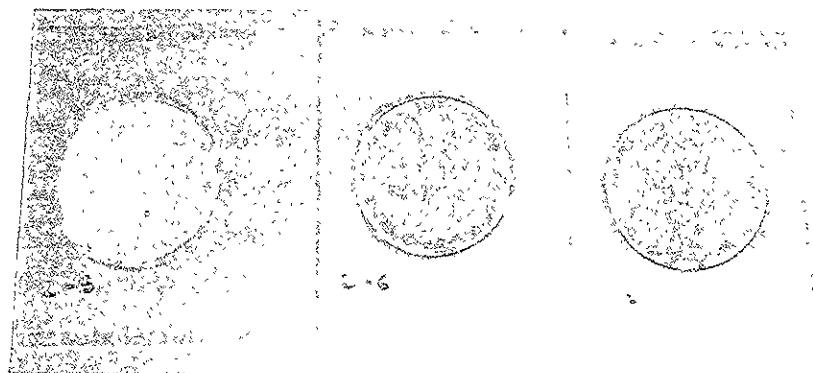
Escherichia coli



Agua Tratada

Foto A.2.4.14. 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 A.2.4.15. 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 99% de *E. coli*.

Escherichia coli



Agua Cruda Acidificada

Foto A.2.4.16. En las pruebas realizadas al agua residual cruda con un pH de 3.5 se detectaron colonias de *E. coli* y de coliformes totales.

A.2.5. HUEVOS DE HELMINTO

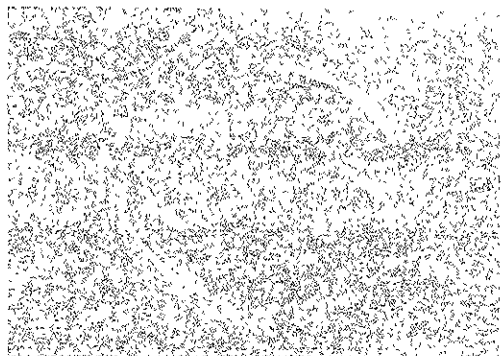


Foto A.2.5.1. Disco Doncaster, empleado para detectar y cuantificar los huevos de helminto en un microscopio electrónico.

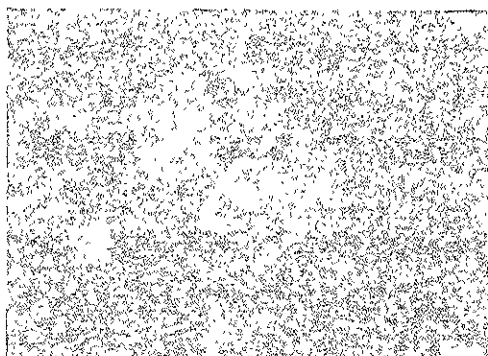


Foto A.2.5.2. Huevo de helminto detectado en los lodo, dañado por efecto del reactivo de Fenton.

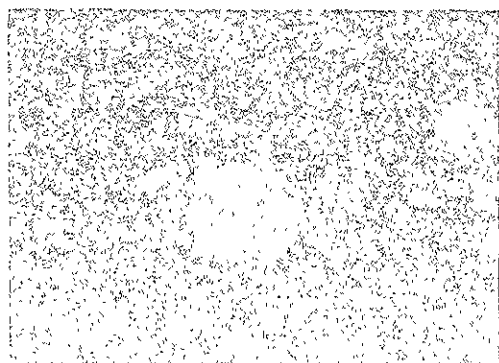


Foto A.2.5.3. Toxocara sp, detectado en el agua residual cruda.

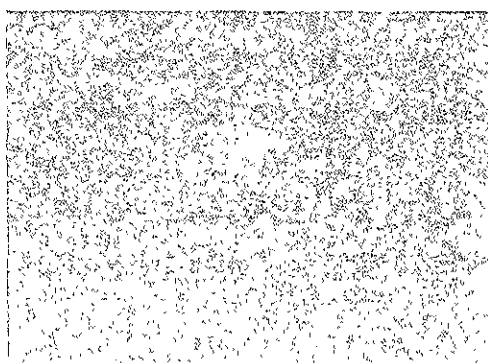


Foto A.2.5.4. Toxocara sp, detectado en los lodos.

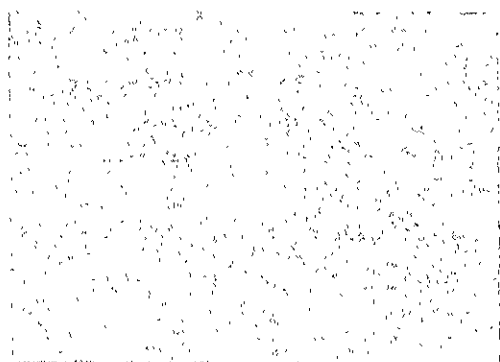


Foto A.2.5.5. Ascaris sp, huevo descorticado detectado en el agua residual cruda.

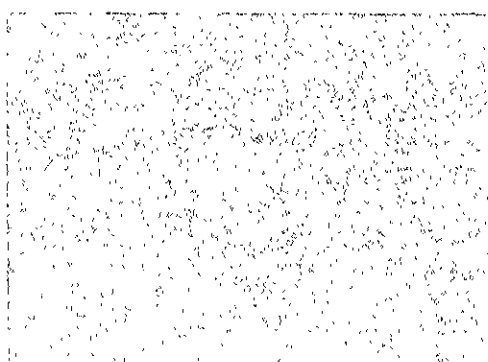


Foto A.2.5.6. Ascaris sp, huevo descorticado detectado en los lodos.

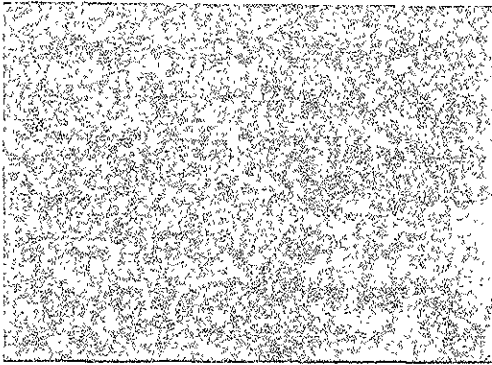


Foto A.2.5.7. *Trichuris* sp, detectado el agua residual cruda.

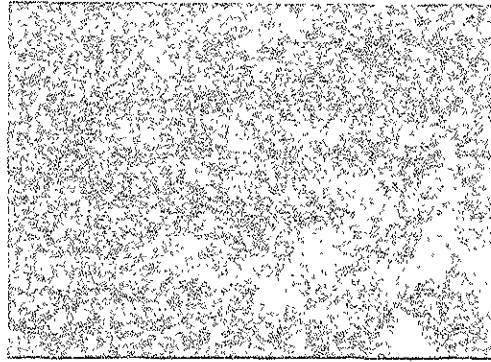


Foto A.2.5.8. *Trichuris* sp, detectado en los lodos.

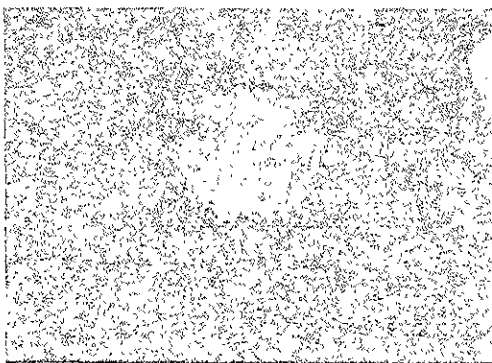


Foto A.2.5.9. *Ascaris* sp, huevo infertil detectado en los lodos.

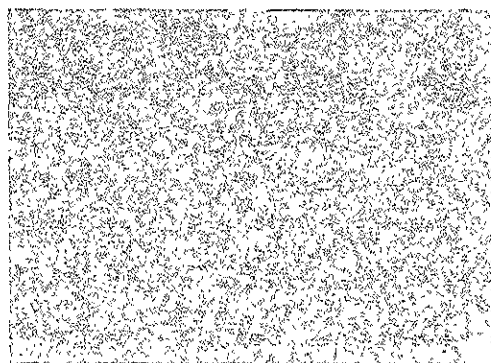


Foto A.2.5.10. *Hymenolepis diminuta*, detectado en el agua residual cruda.

ANEXO A3

Tablas y Figuras de resultados

A.3.1. DETERMINACIÓN DE LA MEJOR RELACION DE REACTIVOS DE FENTON

A.3.2. DETERMINACIÓN DE LA MEJOR DOSIS DE REACTIVOS DE FENTON

A.3.3. PRUEBAS CONFIRMATORIAS

A.3.4. RESULTADOS DE LAS PRUEBAS MICROBIOLÓGICAS

A.3.5. RESULTADOS DE LAS PRUEBAS PARASITOLÓGICAS

CORRIDA EXPERIMENTAL 1-A

Fecha: 24.04.2001

Recolectada: 23.04.2001

Tipo de Agua: Agua residual Gran Canal:Rio Churubusco 1:1

Temperatura: 21°C

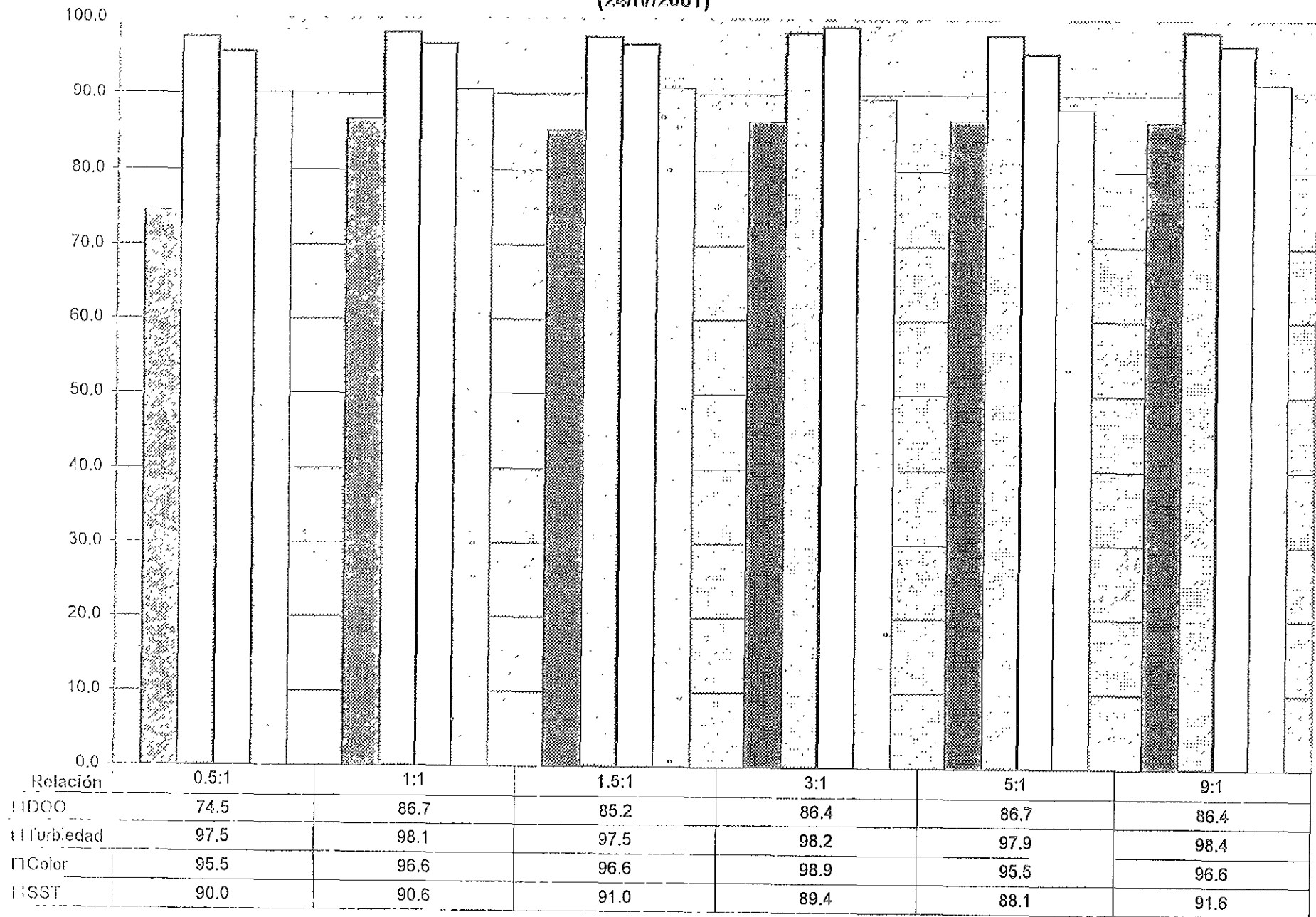
Parámetros fisicoquímicos

Experimento	pH	Relación	H2O2 (mg/L)	Fe2+ (mg/L)	DQO (mg O2/L)	Turbiedad (UNT)	Color (Pt-Co)	SST (mg/L)	NTK (mg N2/L)
1	3.59	0.5:1	15	30	192.4	4.3	40	62	-
2	3.52	1:1	30	30	100.6	3.2	30	58	5.6
3	3.52	1.5:1	45	30	112.0	4.2	30	56	-
4	3.54	3:1	90	30	102.5	3.1	10	66	-
5	3.52	5:1	150	30	100.6	3.6	40	74	-
6	3.53	9:1	270	30	102.5	2.7	30	52	-
Agua Cruda	7.56	-	0	0	754.8	171.0	880	620	28.0

Porcentajes de remoción

Experimento	pH	Relación	H2O2 (mg/L)	Fe2+ (mg/L)	DQO	Turbiedad	Color	SST	NTK
1	3.59	0.5:1	15	30	74.5	97.5	95.5	90.0	-
2	3.52	1:1	30	30	86.7	98.1	96.6	90.6	80.0
3	3.52	1.5:1	45	30	85.2	97.5	96.6	91.0	-
4	3.54	3:1	90	30	86.4	98.2	98.9	89.4	-
5	3.52	5:1	150	30	86.7	97.9	95.5	88.1	-
6	3.53	9:1	270	30	86.4	98.4	96.6	91.6	-

En la determinación de la mejor relación de reactivos de Fenton
(24/IV/2001)



CORRIDA EXPERIMENTAL 1-B

Fecha: 26.04.2001

Recolectada: 23.04.2001

Tipo de Agua: Agua residual Gran Canal:Rio Churubusco 1:1

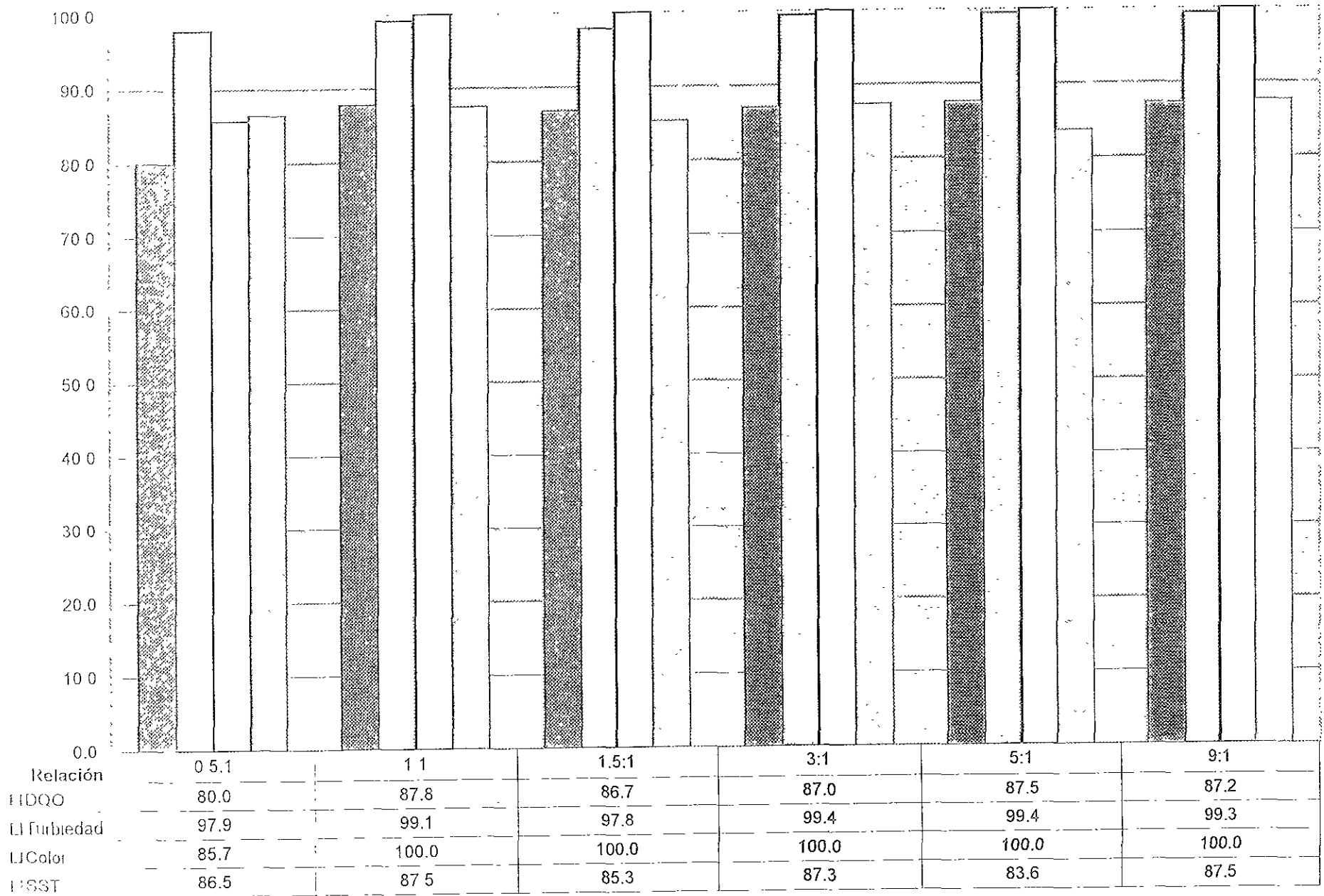
Temperatura: 22°C

Parámetros fisicoquímicos

Experimento	pH	Relación	H ₂ O ₂ (mg/L)	Fe ²⁺ (mg/L)	DQO (mg O ₂ /L)	Turbiedad (UNT)	Color (Co)	(Pt)	SST (mg/L)	NTK (mg N ₂ /L)
1	3.50	0.5:1	15	30	148.4	4.0	30		64.33	-
2	3.51	1:1	30	30	91.0	1.7	0		59.4	2.80
3	3.57	1.5:1	45	30	98.7	4.2	0		69.82	-
4	3.58	3:1	90	30	96.7	1.2	0		60.4	-
5	3.51	5:1	150	30	92.9	1.1	0		78	-
6	3.55	9:1	270	30	94.8	1.3	0		59.2	-
Agua Cruda	7.654	-	0	0	743.3	195.1	210		475	14.0

Porcentajes de remoción

Experimento	pH	Relación	H ₂ O ₂ (mg/L)	Fe ²⁺ (mg/L)	DQO	Turbiedad	Color	SST	NTK
1	3.59	0.5:1	15	30	80.0	97.9	85.7	86.5	-
2	3.52	1:1	30	30	87.8	99.1	100.0	87.5	80.0
3	3.52	1.5:1	45	30	86.7	97.8	100.0	85.3	-
4	3.54	3:1	90	30	87.0	99.4	100.0	87.3	-
5	3.52	5:1	150	30	87.5	99.4	100.0	83.6	-
6	3.53	9:1	270	30	87.2	99.3	100.0	87.5	-



ANEXO A.3.2.

Determinación de la mejor dosis
de reactivos de Fenton

CORRIDA EXPERIMENTAL 2-A

Fecha: 08.05.2001

Recolectad 07.05.2001

Tipo de Agua: Agua residual Gran Canal:Rio Churubusco 1:1

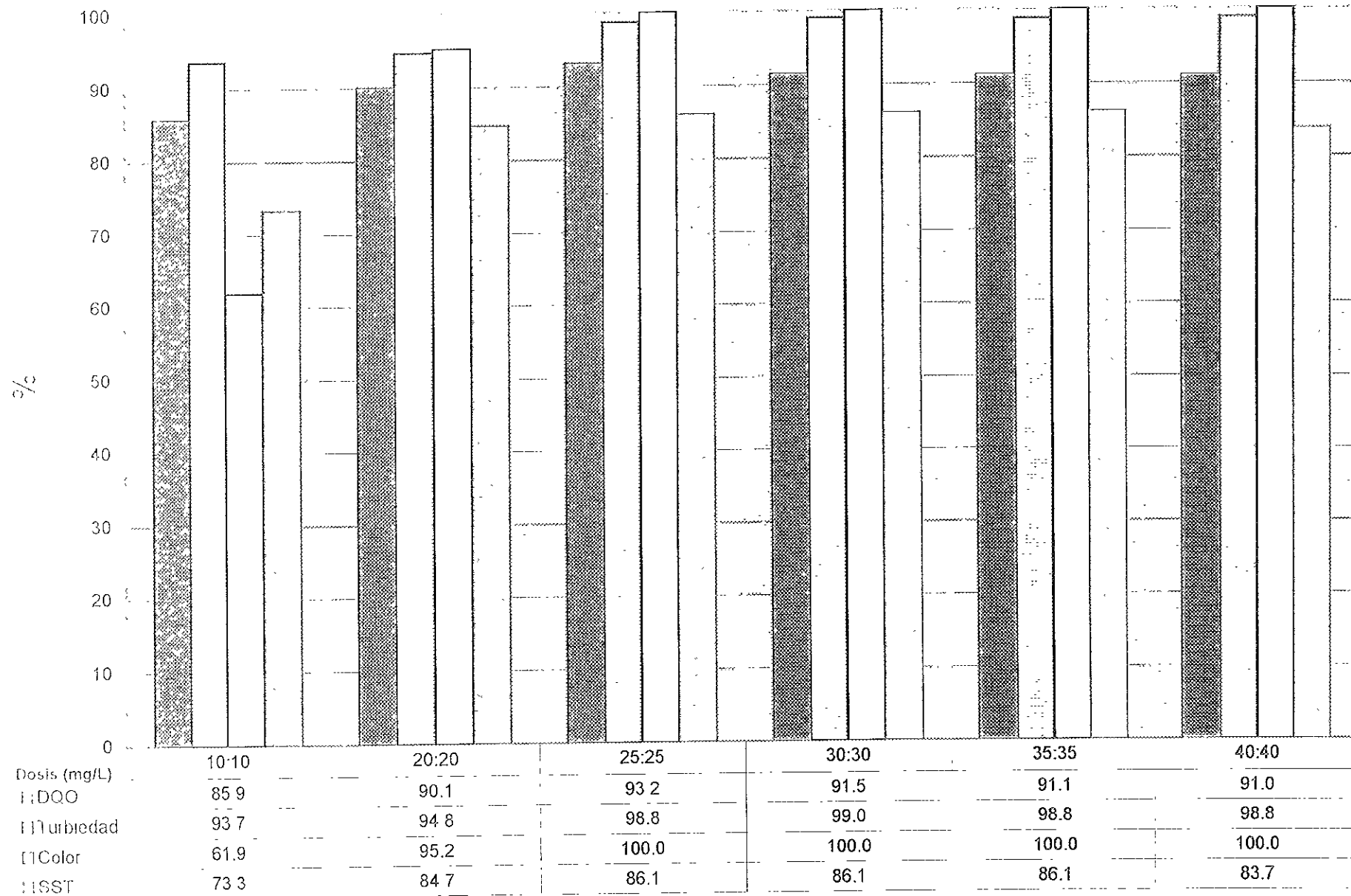
Temperatur 20 °C

Parámetros fisicoquímicos

Experimento	pH	Relación	H2O2 (mg/L)	Fe2+ (mg/L)	DOO (mg O2/L)	Turbiedad (UTIN)	Color (Pt-Co)	SSF (mg/L)	NHK (mg N2/L)
1	3.54	1:1	10	10	148.4	7.6	80	95.7	-
2	3.58	1:1	20	20	104.4	6.3	10	54.8	-
3	3.57	1:1	25	25	71.9	1.5	0	49.8	5.6
4	3.58	1:1	30	30	89.1	1.2	0	49.8	-
5	3.55	1:1	35	35	92.9	1.5	0	49.6	-
6	3.55	1:1	40	40	94.8	1.4	0	58.4	-
Agua Cruda	7.627	-	0	0	1049.4	120.0	210	358.0	25.2

Porcentajes de remoción

Experimento	pH	Relación	H2O2 (mg/L)	Fe2+ (mg/L)	DOO (mg O2/L)	Turbiedad	Color	SSF	NHK
1	3.54	1:1	10	10	85.9	93.7	61.9	73.3	
2	3.58	1:1	20	20	90.1	94.8	95.2	84.7	
3	3.57	1:1	25	25	93.2	98.8	100.0	86.1	77.8
4	3.58	1:1	30	30	91.5	99.0	100.0	86.1	-
5	3.55	1:1	35	35	91.1	98.8	100.0	86.1	-
6	3.55	1:1	40	40	91.0	98.8	100.0	83.7	-



CORRIDA EXPERIMENTAL 2-B

Fecha: 11.05.2001

Recolectada: 07.05.2001

Tipo de Agua: Agua residual Gran Canal:Rio Churubusco 1:1

Temperatura: 24°C

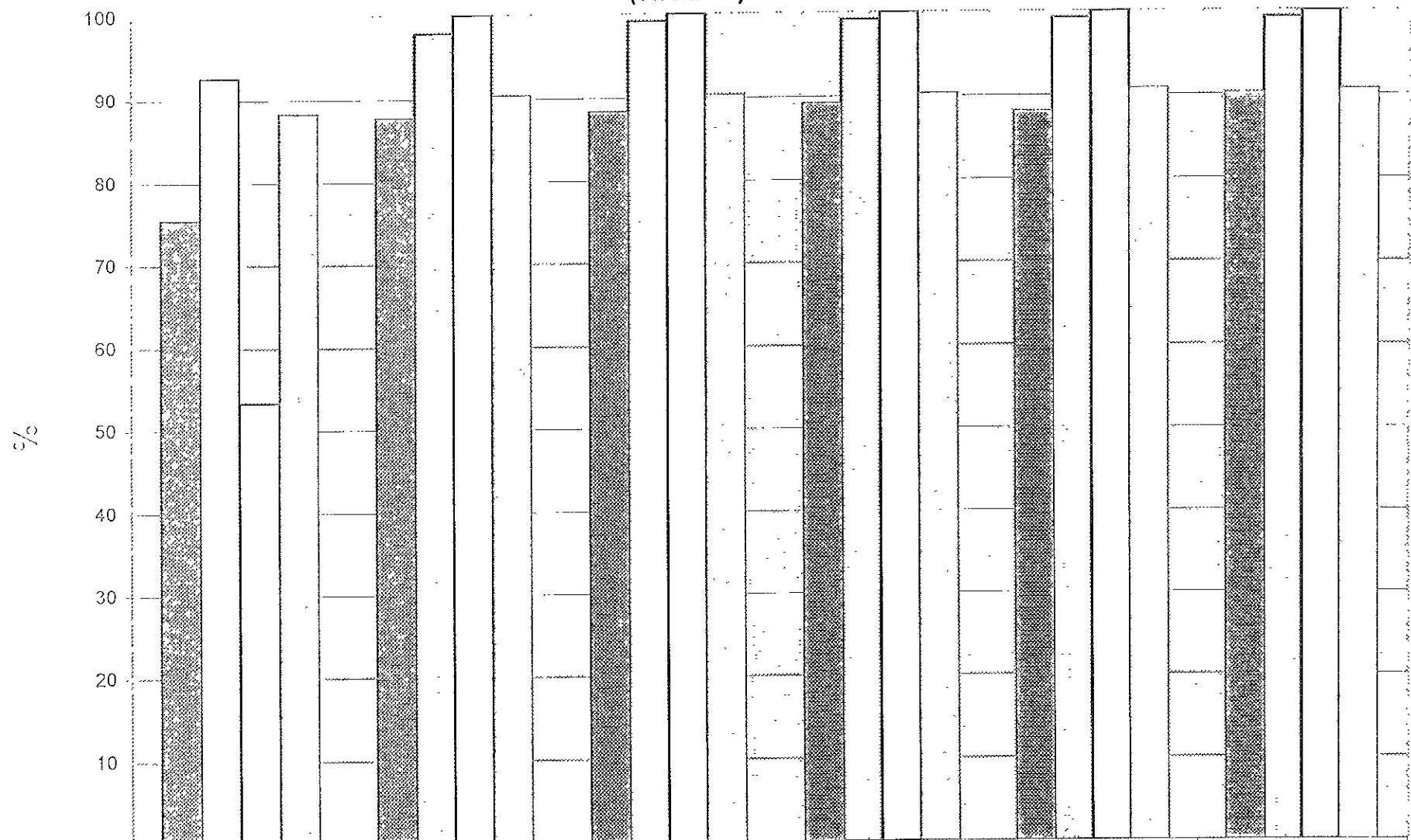
Parámetros fisicoquímicos

Experimento	pH	Relación	H ₂ O ₂ (mg/L)	Fe ²⁺ (mg/L)	DQO (mg O ₂ /L)	Turbiedad (UTN)	Color (Co)	(Pt)	SST (mg/L)	NTK (mg N ₂ /L)
1	3.58	1:1	10	10	154.1	8.0	70		50.8	-
2	3.52	1:1	20	20	77.6	2.4	0		41.4	-
3	3.55	1:1	25	25	73.8	0.9	0		41.6	11.2
4	3.51	1:1	30	30	68.0	0.9	0		42.0	-
5	3.58	1:1	35	35	75.7	0.8	0		40.0	-
6	3.57	1:1	40	40	62.3	0.9	0		40.6	-
Agua Cruda	7.497	-	0	0	628.6	108.0	150		430.0	44.8

Porcentajes de remoción

Experimento	pH	Relación	H ₂ O ₂ (mg/L)	Fe ²⁺ (mg/L)	DQO	Turbiedad	Color	SST	NTK
1	3.58	1:1	10	10	75.5	92.6	53.3	88.2	-
2	3.52	1:1	20	20	87.7	97.8	100.0	90.4	-
3	3.55	1:1	25	25	88.3	99.2	100.0	90.3	75.0
4	3.51	1:1	30	30	89.2	99.2	100.0	90.2	-
5	3.58	1:1	35	35	88.0	99.3	100.0	90.7	-
6	3.57	1:1	40	40	90.1	99.2	100.0	90.6	-

(11/V/2001)



Dosis (mg/L)	10:10	20:20	25:25	30:30	35:35	40:40
□ DDO	75.5	87.7	88.3	89.2	88.0	90.1
□ Turbiedad	92.6	97.8	99.2	99.2	99.3	99.2
□ Color	53.3	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
□ SST	88.2	90.4	90.3	90.2	90.7	90.6

ANEXO A.3.3.

Pruebas confirmatorias

CORRIDA EXPERIMENTAL 3-A

Fecha: 31.05.2001

Recolectada: 30.05.2001

Tipo de Agua: Agua residual Gran Canal:Rio Churubusco 1:1

Temperatura: 22 °C

Parámetros fisicoquímicos

Prueba	pH	Relación	H2O2 (mg/L)	Fe2+ (mg/L)	DQO (mg O2/L)	Turbiedad (UTN)	Color (Co)	PT (Pt)	SST (mg/L)	NHK (mg N2/L)	FRF (mg P/L)
Agua Tratada	3.55	1.1	25	25	35.5	3.0	0		34.8	9.8	1.8
Agua Cruda	7.6	-	0	0	925.1	133.0	660		658.0	25.2	21.6

Porcentajes de remoción

Prueba	pH	Relación	H2O2 (mg/L)	Fe2+ (mg/L)	DQO (mg O2/L)	Turbiedad (UTN)	Color (Co)	SST (mg/L)	NHK (mg N2/L)	FRF (mg P/L)
Agua Tratada	3.55	1.1	25	25	96.2	97.7	100.0	94.7	61.1	91.7

CORRIDA EXPERIMENTAL 3-B

Fecha: 05.06.2001

Recolectada: 30.05.2001

Tipo de Agua: Agua residual Gran Canal:Rio Churubusco 1:1

Temperatura: 18 °C

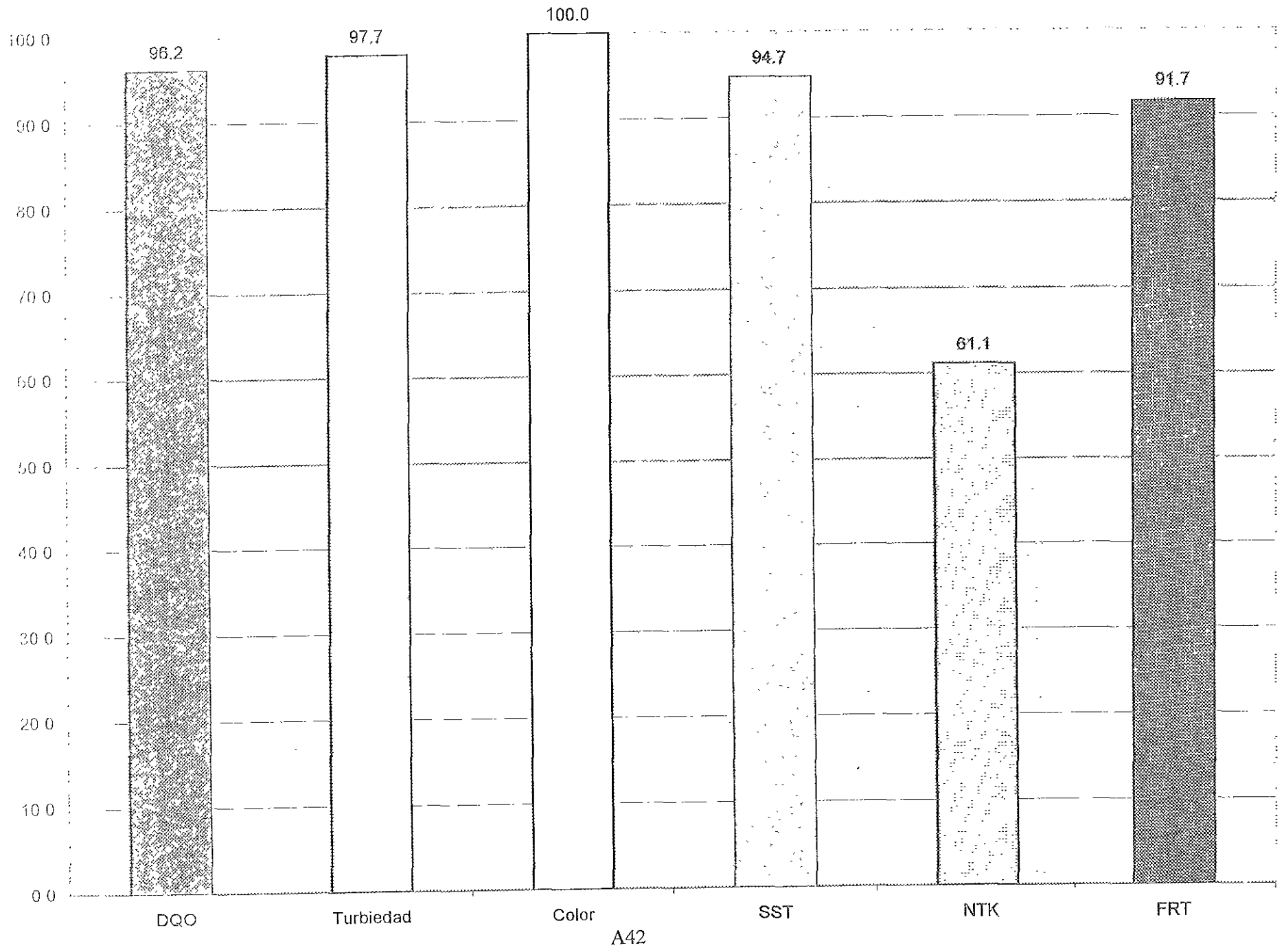
Parámetros fisicoquímicos

Prueba	pH	Relación	H2O2 (mg/L)	Fe2+ (mg/L)	DQO (mg O2/L)	Turbiedad (UTN)	Color (Co)	PT (Pt)	SST (mg/L)	NHK (mg N2/L)	FRF (mg P/L)
Agua Tratada	3.55	1.1	25	25	96.7	4.1	10		57.6	12.6	0.5
Agua Cruda	7.26	-	0	0	519.5	220.0	130		612.0	68.6	47.7

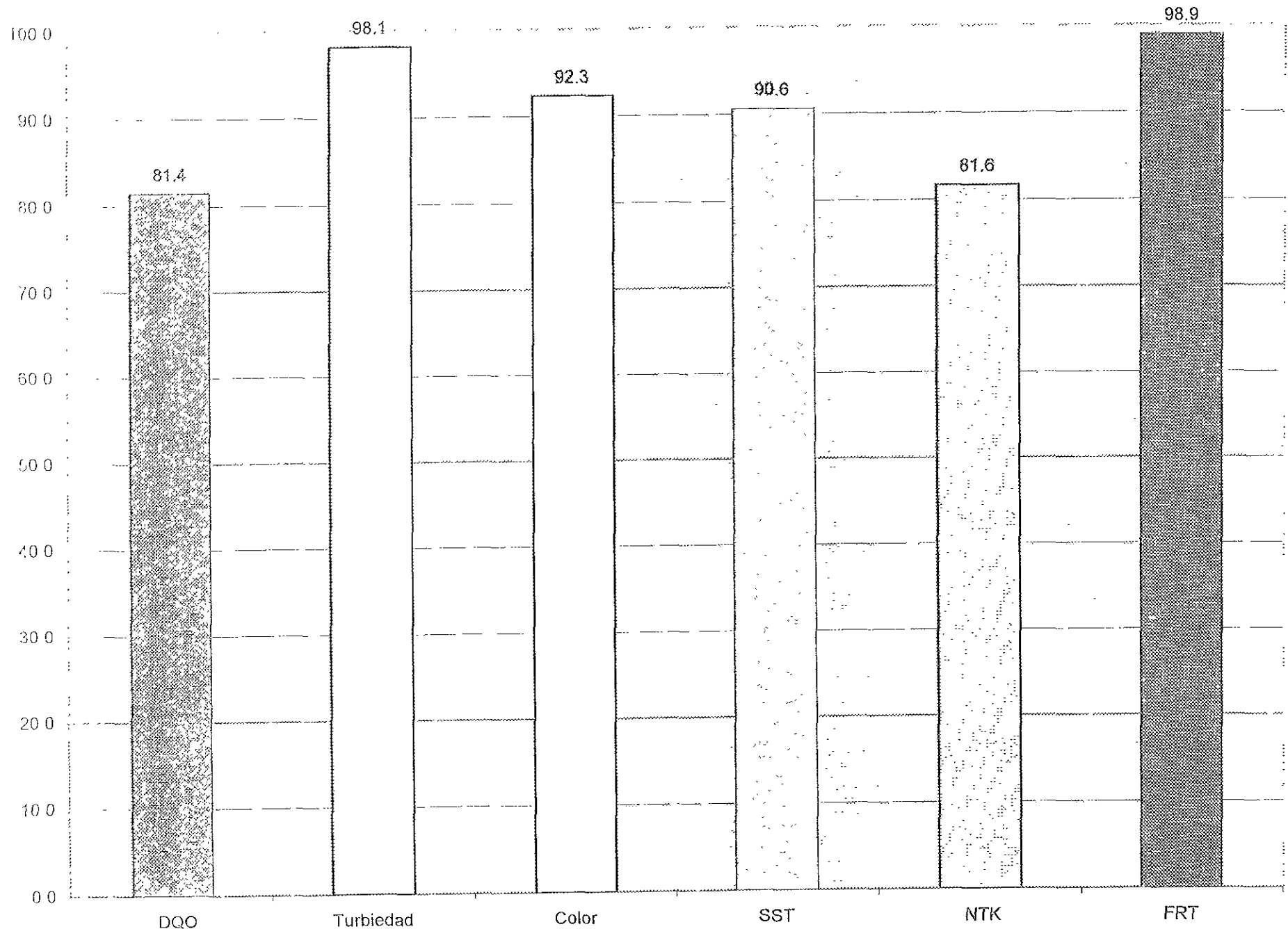
Porcentajes de remoción

Prueba	pH	Relación	H2O2 (mg/L)	Fe2+ (mg/L)	DQO (mg O2/L)	Turbiedad (UTN)	Color (Co)	SST (mg/L)	NHK (mg N2/L)	FRF (mg P/L)
Agua Tratada	3.55	1.1	25	25	81.4	98.1	92.3	90.6	81.6	98.9

SA (SINZOO)



A42



CORRIDA EXPERIMENTAL 4-A

Fecha: 11.06.2001

Recolectada: 10.06.2001

Tipo de Agua: Agua residual Gran Canal:Rio Churubusco 1:1

Temperatura: 18 °C

Parámetros fisicoquímicos

Prueba	pH	Relación	H2O2 (mg/L)	Fe2+ (mg/L)	DQO (mg O2/L)	Turbiedad (UNT)	Color (Co)	PT (%)	SST (mg/L)	NHK (mg N2/L)	FRP (mg P/L)
Agua Tratada	3.51	1:1	25	25	58.5	1.9	20		38.6	5.6	1.8
Agua Cruda	7.7	-	0	0	588.4	136.0	360		598.0	36.4	28.7

Porcentajes de remoción

Prueba	pH	Relación	H2O2 (mg/L)	Fe2+ (mg/L)	DQO (mg O2/L)	Turbiedad (UNT)	Color (Co)	SST (mg/L)	NHK (mg N2/L)	FRP (mg P/L)
Agua Tratada	3.51	1.1	25	25	90.1	98.6	94.4	93.6	84.6	93.8

CORRIDA EXPERIMENTAL 4-B

Fecha: 14.06.2001

Recolectada: 10.06.2001

Tipo de Agua: Agua residual Gran Canal:Rio Churubusco 1:1

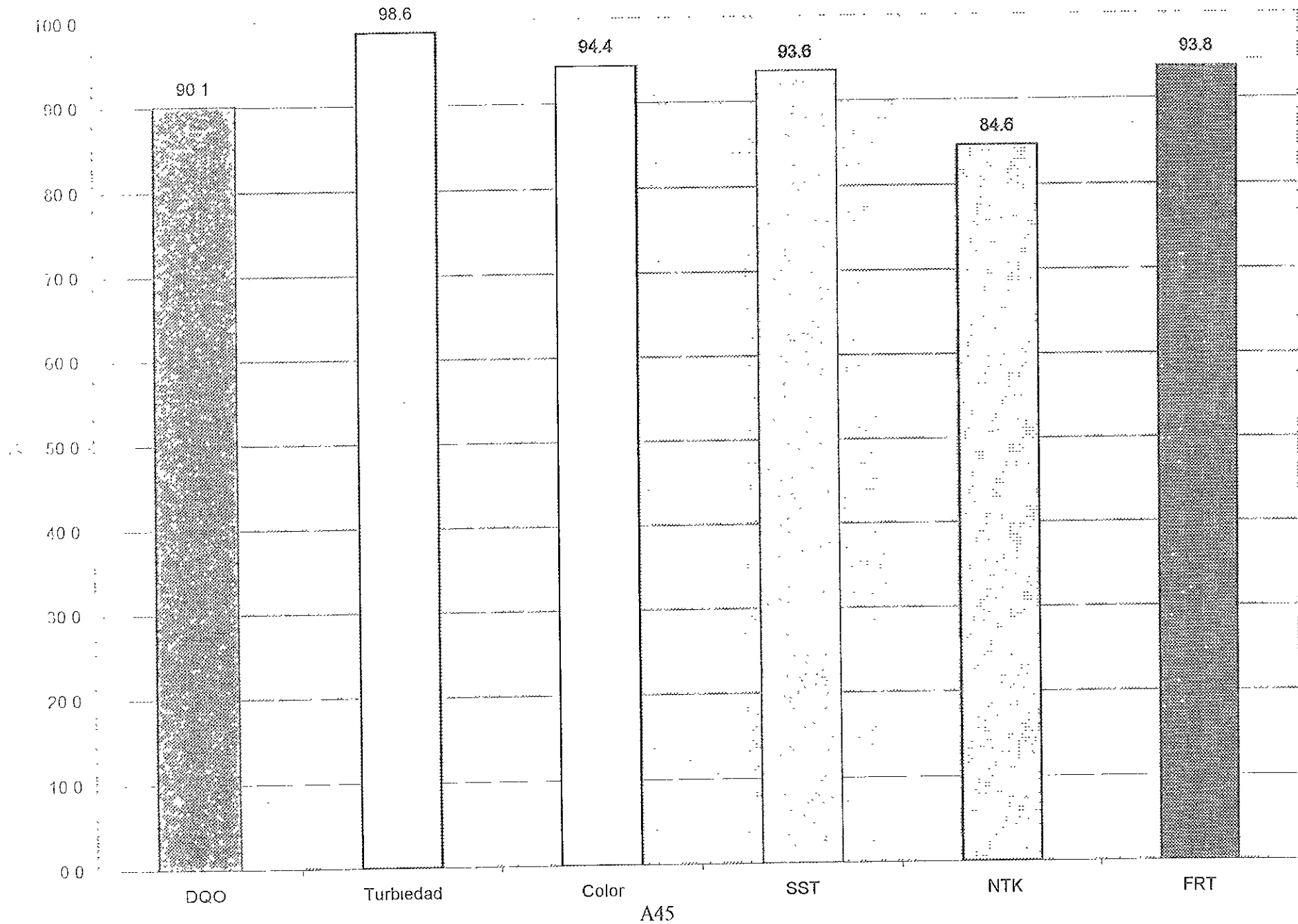
Temperatura: 18 °C

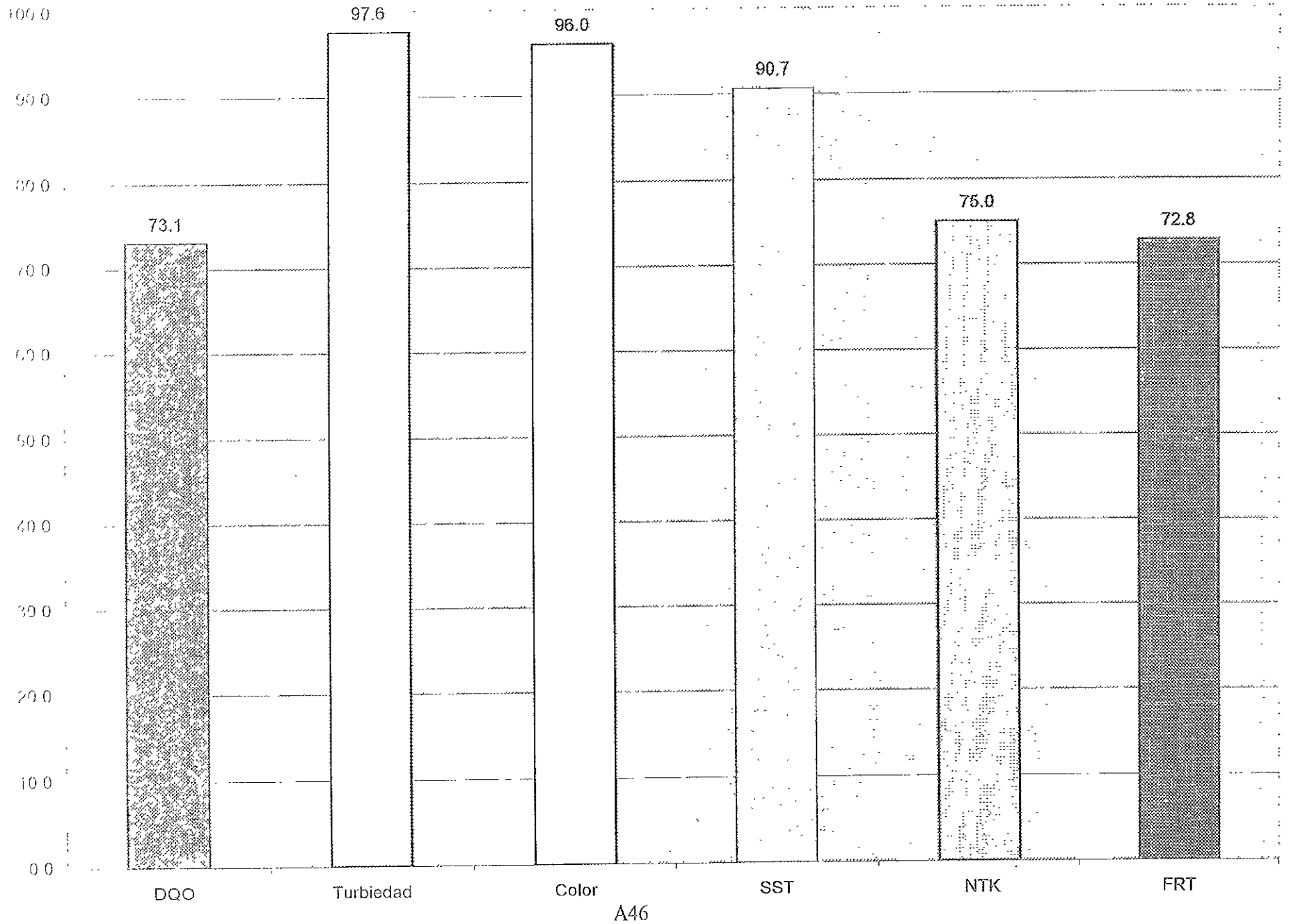
Parámetros fisicoquímicos

Prueba	pH	Relación	H2O2 (mg/L)	Fe2+ (mg/L)	DQO (mg O2/L)	Turbiedad (UNT)	Color (Co)	PT (%)	SST (mg/L)	NHK (mg N2/L)	FRP (mg P/L)
Agua Tratada	3.50	1:1	25	25	91.0	4.0	20		46.4	8.4	10.3
Agua Cruda	7.9	-	0	0	337.8	163.0	500		496.0	33.6	37.7

Porcentajes de remoción

Prueba	pH	Relación	H2O2 (mg/L)	Fe2+ (mg/L)	DQO (mg O2/L)	Turbiedad (UNT)	Color (Co)	SST (mg/L)	NHK (mg N2/L)	FRP (mg P/L)
Agua Tratada	3.50	1:1	25	25	73.1	97.6	96.0	90.7	75.0	72.8





CORRIDA EXPERIMENTAL 5-A

Fecha: 21.06.2001

Recolectada: 20.06.2001

Tipo de Agua: Agua residual Gran Canal:Rio Churubusco 1:1

Temperatura: 17 °C

Parámetros fisicoquímicos

Prueba	pH	Relación	H2O2 (mg/L)	Fe2+ (mg/L)	DQO (mg O2/L)	Turbiedad (UNT)	Color (Co)	(Pt)	SST (mg/L)	NPK (mg N2/L)	FRF (mg P/L)
Agua Tratada	3.50	1:1	25	25	79.5	2.5	20		42.0	8.4	7.0
Agua Cruda	7.9	-	0	0	775.9	166.0	200		392.0	67.2	31.9

Porcentajes de remoción

Prueba	pH	Relación	H2O2 (mg/L)	Fe2+ (mg/L)	DQO	Turbiedad	Color	SST	NPK	FRF
Agua Tratada	3.50	1:1	25	25	89.8	98.5	90.0	89.3	87.5	78.0

CORRIDA EXPERIMENTAL 5-B

Fecha: 25.06.2001

Recolectada: 20.06.2001

Tipo de Agua: Agua residual Gran Canal:Rio Churubusco 1:1

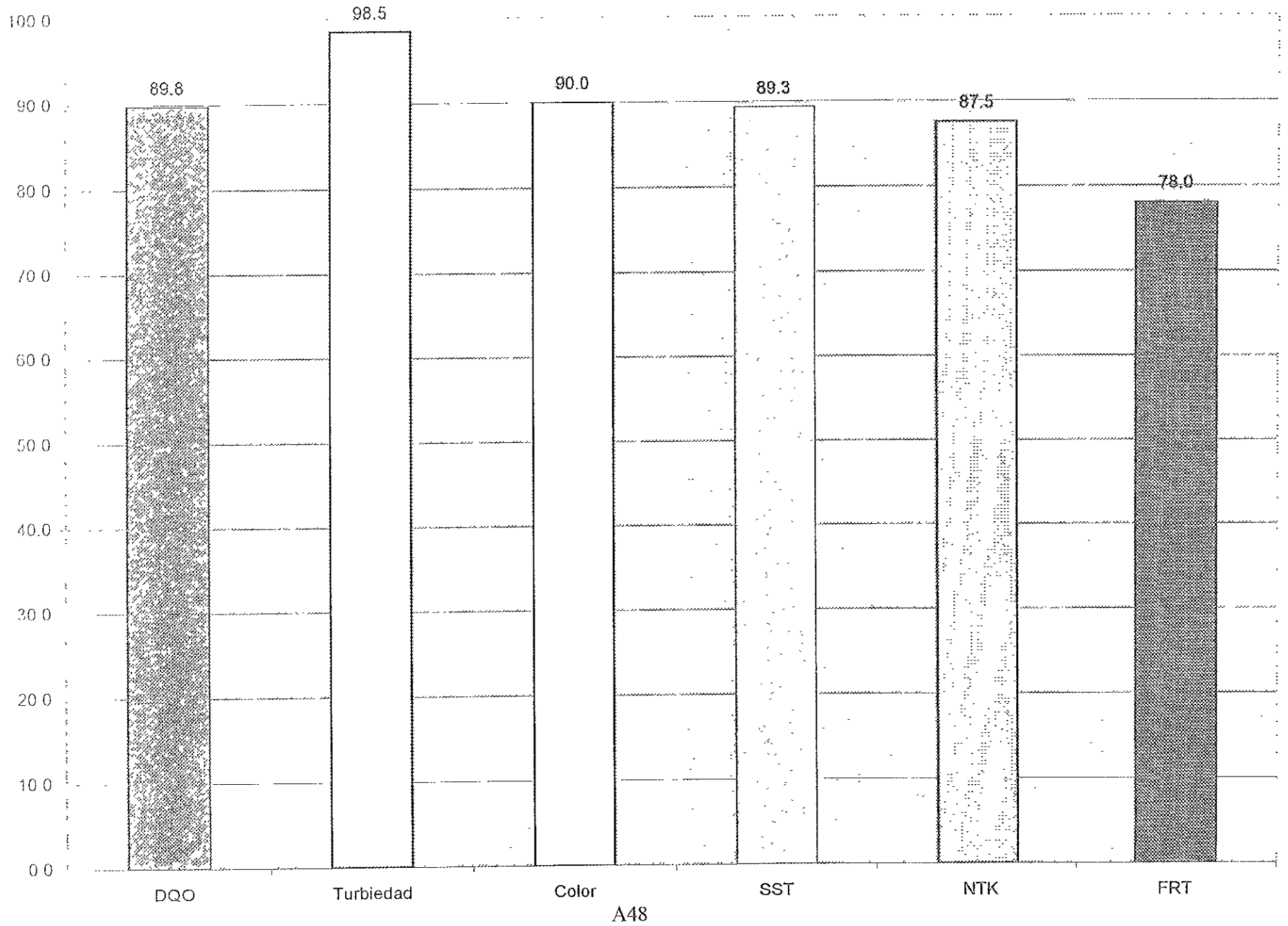
Temperatura: 17 °C

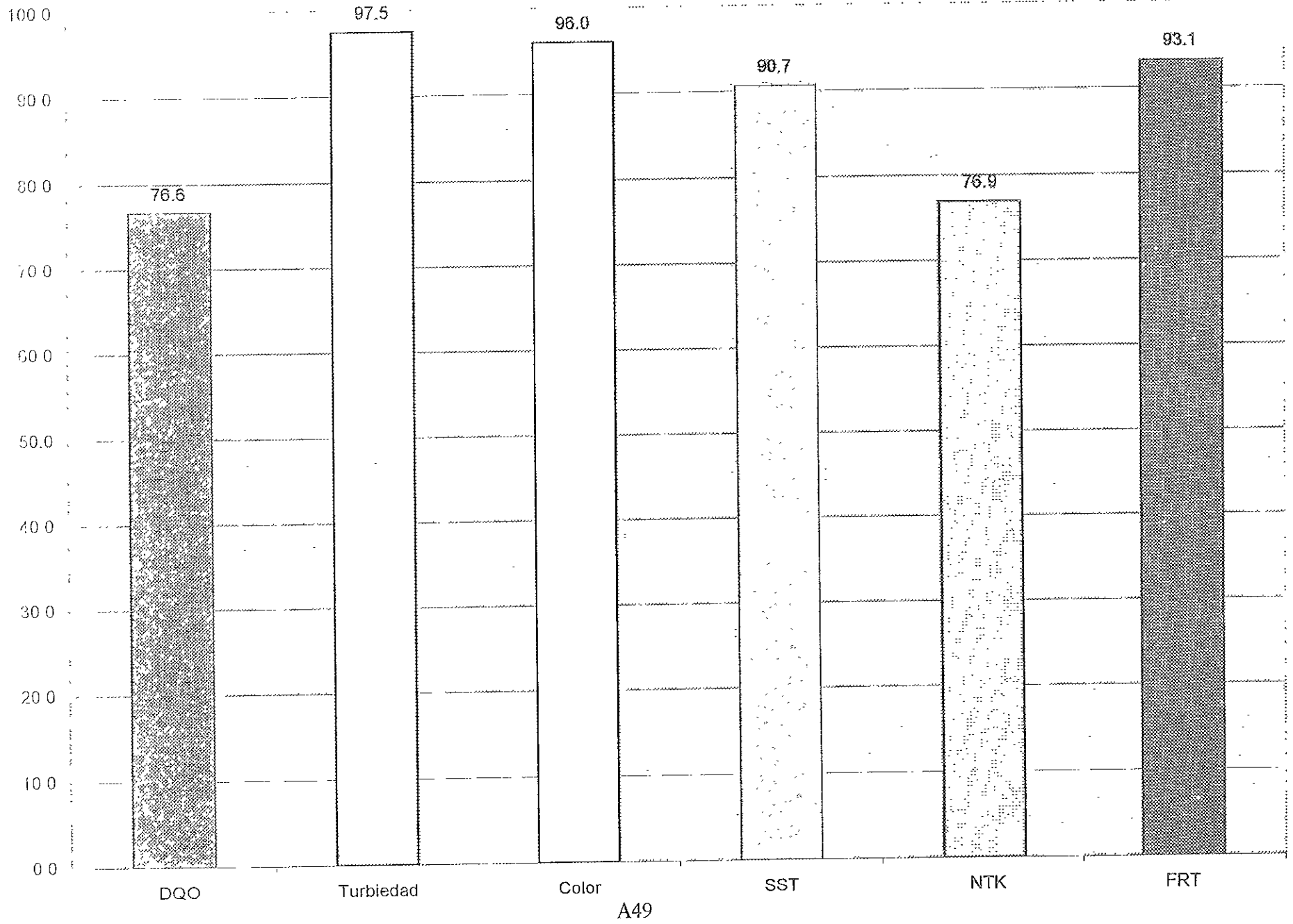
Parámetros fisicoquímicos

Prueba	pH	Relación	H2O2 (mg/L)	Fe2+ (mg/L)	DQO (mg O2/L)	Turbiedad (UNT)	Color (Co)	(Pt)	SST (mg/L)	NPK (mg N2/L)	FRF (mg P/L)
Agua Tratada	3.51	1:1	25	25	91.0	2.6	10		46.4	8.4	2.9
Agua Cruda	7.9	-	0	0	389.4	104.0	250		496.0	36.4	41.7

Porcentajes de remoción

Prueba	pH	Relación	H2O2 (mg/L)	Fe2+ (mg/L)	DQO	Turbiedad	Color	SST	NPK	FRF
Agua Tratada	3.51	1:1	25	25	76.6	97.5	96.0	90.7	76.9	93.1





A.3.4. RESULTADOS DE LAS PRUEBAS MICROBIOLÓGICAS

<i>Coliformes totales</i>			
Corrida	Agua Residual (UFC)	Lodos (UFC)	Agua Tratada (UFC)
1	2.15×10^7	4.00×10^5	0
2	3.70×10^7	1.00×10^6	0
3	6.06×10^7	0	0
4	3.77×10^7	1.00×10^6	0
5	4.05×10^8	1.00×10^5	0
6	2.25×10^7	1.00×10^5	0
7	2.33×10^8	2.70×10^6	0
8	1.88×10^8	1.00×10^5	0
9	3.12×10^7	1.00×10^5	0
10	1.72×10^7	0	0
Promedio	1.05×10^8	5.50×10^5	0

<i>Coliformes fecales</i>			
Corrida	Agua Residual (UFC)	Lodos (UFC)	Agua Tratada (UFC)
1	1.55×10^7	0	0
2	4.75×10^7	0	0
3	1.38×10^7	0	0
4	3.17×10^7	2.00×10^5	0
5	3.52×10^8	0	0
6	3.56×10^7	2.00×10^5	0
7	1.39×10^8	0	0
8	1.04×10^8	0	0
9	4.49×10^7	0	0
10	2.27×10^7	0	0
Promedio	8.07×10^7	4.00×10^4	0

<i>Salmonella</i>			
Corrida	Agua Residual (UFC)	Lodos (UFC)	Agua Tratada (UFC)
1	3.25x10 ⁷	0	0
2	2.52x10 ⁷	0	0
3	6.65x10 ⁶	0	0
4	5.25x10 ⁷	0	0
5	1.68x10 ⁸	0	0
6	3.24x10 ⁷	0	0
7	2.31x10 ⁸	2.00 x10 ⁵	0
8	1.75x10 ⁸	3.00 x10 ⁵	0
9	3.27x10 ⁶	3.00x10 ⁵	0
10	3.69x10 ⁷	0	0
Promedio	7.63x10 ⁷	8.00 x10 ⁴	0

<i>Shigella</i>			
Corrida	Agua Residual (UFC)	Lodos (UFC)	Agua Tratada (UFC)
1	2.68x10 ⁷	0	0
2	1.79x10 ⁷	0	0
3	7.46x10 ⁶	0	0
4	2.20x10 ⁷	0	0
5	7.25x10 ⁷	0	0
6	1.18x10 ⁷	0	0
7	1.44x10 ⁸	1.00 x10 ⁶	0
8	2.40x10 ⁸	0	0
9	8.23x10 ⁶	0	0
10	7.70x10 ⁶	0	0
Promedio	5.58x10 ⁷	1.00x10 ⁵	0

<i>Escherichia coli</i>			
Corrida	Agua Residual (UFC/mL)	Lodos (UFC/mL)	Agua Tratada (UFC/mL)
3	1.00x10 ³	0	0
4	3.70x10 ³	0	0
5	1.81x10 ⁴	0	0
6	1.12x10 ⁴	0	0
7	2.88x10 ⁴	0	0
8	2.69x10 ⁴	0	0
9	1.23x10 ¹	1	0
10	5.90x10 ³	0	0
Promedio	2.07x10 ¹	0.1	0

A.3.5. RESULTADOS DE LAS PRUEBAS PARASITOLÓGICAS

Huevos de helminto				
Corrida	Agua Residual (HH / L)	Lodos (HH / L)	Agua Tratada (HH / L)	Porcentajes de remoción (%)
3-A	16.3	15.3	0.4	97.6
3-B	13	11.6	0.4	96.9
4-A	14.2	12.8	0.6	95.8
4-B	11.5	11.5	0	100
5-A	12.3	11.9	0	100
5-B	9.7	9.3	0	100
Promedio	12.83	12.07	0.23	98.4