

00521
31



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA
DE MEXICO

FACULTAD DE QUIMICA



EXAMENES PROFESIONALES
FACULTAD DE QUIMICA

DISEÑO CONCEPTUAL DE UN SISTEMA DE TRATAMIENTO
DE AGUAS RESIDUALES JABONOSAS CON FINES DE
RECICLAJE

T E S I S
M A N C O M U N A D A
QUE PARA OBTENER EL TITULO DE:
I N G E N I E R A Q U I M I C A
P R E S E N T A N :
M A R I A D E L P I L A R C I R I O N A R A N A
E T H E L G U A D A L U P E Q U I Ñ O N E S P A D I L L A



TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

MEXICO D.F.

2003



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.

www.derecho.com.ar/revistas/revista-de-derecho-comercial/revista-de-derecho-comercial-10-10-2014

PAGINACION

DISCONTINUA

Jurado Asignado:

Presidente	Prof. Víctor Manuel Luna Pabello
Vocal	Profa. Landy Irene Ramírez Burgos
Secretario	Prof. Alfonso Durán Moreno
1er. Suplente	Prof. José Sabino Sámano Castillo
2do. Suplente	Prof. Baldomero Pérez Gabriel

Sitio donde se desarrolló el tema:

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

Asesor del tema:



Dr. Alfonso Durán Moreno

Sustentantes:



María del Pilar Cirión Arana



Ethel Guadalupe Quiñones Padilla

Agradecimientos

A la Universidad Nacional Autónoma de México por darnos la oportunidad de estudiar y crecer como seres humanos.

A la facultad de química y a nuestros profesores por formarnos como profesionistas.

A la Dra. Durán por permitirnos utilizar las instalaciones del laboratorio, su accesibilidad y atención.

Al Dr. Durán por su paciencia, apoyo y la fe que depositó en nosotras haciendo posible la realización de este trabajo. (We love you).

Al Dr. Luna Pabello por sus recomendaciones y sugerencias para la realización de este trabajo.

A la M. en C. Ramírez Burgos por sus recomendaciones para la realización de este trabajo y su apoyo durante nuestra estancia en el laboratorio.

Al personal del PIQAYQA por su disponibilidad y paciencia brindadas en el laboratorio.

A la DGAPA por el apoyo financiero otorgado a través del proyecto PAPIIT No. IN109100.

Al Ing. Juan Hilario García Gil, superintendente de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Ciudad Universitaria, por las facilidades otorgadas.

Al personal de la empresa Lavatip por las facilidades otorgadas para la realización de los muestreos de aguas residuales.

A nuestros compañeros del PIQAYQA Luz, Pavel, Enedino, Arturo, Nora, Viri, Aldo, Lupita y Erick por su apoyo.

Al padrino de la generación 98 el ingeniero Celestino Montiel por su apoyo incondicional y sus valiosos consejos.

Dedicatorias

En nuestro camino encontramos seres humanos maravillosos que nos han ayudado a creer que todo es posible y con el privilegio de su amistad han hecho de nosotras unas mujeres fuertes y felices. Muchas gracias por absolutamente todo, les dedicamos esta tesis...

A nuestras amigas, las más guapas de la facultad de química,: Añañita, Elisa, La Toña, Wendy, Janina, Marina, Itzelita, Añaña, La Ethna, Aleja, Isela, Chantal, Ale Luna, Mela, Emily, Janet, Karina, Lili, Lore, Pau, Yara, Jenny.

A nuestros cuates: Chemanuel, Carlos R., Juan Alberto, Andrés, Miguel, Benji, Mau, Iván, Sayayo, Chiliwilli, Yako, Poncho distenso, Juan, Javier, Israel, Vikman, el Abuelo, Adrian, Arturo, el Brocoli.

Pily y Ethel.

A mis padres Maria G. y Mario E. por ser los mejores maestros en mi vida y darme las bases para enfrentar la vida con una sonrisa.

A mis hermanos Andrei, Vanessa, Génesis y Pamela por ser parte de mi vida.

A mis adorados abuelos, Teivi, Alicia y Raymundo, a mis tíos y tías y a todos mis primos, en especial Casandra y Erick por estar conmigo y darme ánimos.

A mis sobrinos Andrei, Citlalli, Chevys y Tachirito por ser la esperanza que me saca adelante cada día.

A mi mamá la Güera, mi papá Marcelino y Tony por su cariño incondicional.

A Margo, Gloria, Flor, Liliana, Chiquis, Maggy, July, Bertha, Barbara, Milu, Mari, Moni, Sebas, Kerstin, Rocio, Gualu, Vany y Beto por todos los momentos compartidos en las meditaciones y por todos los sabios consejos.

A los Ingelmo Mendieta por ser mi segunda Familia y estar conmigo en todo momento.

A mis cuates de los idiomas Raquel (y a todas las Duarte), Beca, Ale, Pietra, Adal, Male, Karo, Rodrigo, Yeriley, Rafael, Fátima, Irene y Marina por las fiestas y los instantes de alegría que me han brindado.

A mis maestras de los idiomas Lile, Heide, Amalia y Adelia por enseñarme a aprender.

A Job y a Gabriela por transformar mi vida. Con ustedes he descubierto un nuevo sentido y razón en mi existencia.

A la familia Reyes por acogerme en su hogar y a Adrianita por mantenerme a flote en muchas ocasiones.

A Pily por soportarme tantísimo tiempo, por ser una amiga sincera y entregada, realmente creo que ha sido una bendición tenerte en mi vida.

Ethel

Dios ha sido muy complaciente conmigo, me ha regalado una familia que me ama y me acepta como soy, me anima a explotar lo mejor que hay en mí y a vencer aquello que me impide crecer. Gracias por su apoyo incondicional y paciencia: Wences, Cristy, Alvaro, Alfredo y Ceci, mi corazón nunca ha estado débil porque nunca ha dejado de amarnos.

A mis padrinos cuyo apoyo siempre ha dado ánimos y fuerzas para continuar sin rendirme nunca.

A l resto de mi familia, por su interés, apoyo y sonrisas.

A la familia Contreras, por su apoyo e interés.

Mariana, Rosa E., Nallely, Karla, Julieta y Vanesa, porque a pesar de que nuestros caminos son distintos, nuestra amistad continúa.

A Pily Hinojosa, Rocío, Panchisco, Daniel, Cuauhtémoc y Fernando. Gracias amigos.

A Samuel (Inge) por tu amistad y apoyo incondicional.

Al Dr. Raymundo y a la M. en C. Gina Espinosa por su apoyo, accesibilidad y atención.

El esfuerzo y la constancia dan muchas satisfacciones que, con el entusiasmo y dedicación compartidos con Enrique Plata, Adrian Chavira, Bruno y Carlos han hecho de mí una persona feliz.

A la Familia Quiñones Padilla, por recibirme siempre en su casa como una más de la familia y tenerme tanta paciencia.

A Ethel (obviamente), porque me has ofrecido una amistad sincera, un apoyo y paciencia incondicionales, por tantos momentos tan divertidos y además porque cocinas rico, ~~iiii~~GRACIAS!!!!.

Pily

ÍNDICE

LISTA DE ABREVIATURAS	6
RESUMEN.....	8
CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN.....	10
1.1 ANTECEDENTES.....	11
1.2 OBJETIVOS.....	14
1.2.1 OBJETIVO GENERAL.....	14
1.2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	14
1.3 HIPÓTESIS.....	14
1.4 ALCANCES.....	14
CAPÍTULO 2. FUNDAMENTOS.....	15
2.1 Proceso de lavado o detergencia.....	15
2.2 Coagulación-Floculación.....	17
2.3 Oxidación Avanzada.....	20
2.4 Reacción de Fenton.....	22
2.5 Sedimentación.....	28
2.6 Filtración.....	29
2.7 Adsorción.....	31
2.8 Cloración.....	33
2.9 Técnicas Analíticas.....	33
2.9.1 Demanda química de Oxígeno (DQO).....	33
2.9.2 Color.....	34
2.9.3 Turbiedad.....	35
2.9.4 Sólidos suspendidos totales (SST).....	35
2.9.5 Nitrógeno.....	36
2.9.6 Fósforo.....	37
CAPÍTULO 3. METODOLOGÍA EXPERIMENTAL.....	39
3.1 Muestras.....	41
3.2 Métodos y Materiales.....	41
3.2.1 Prueba de jarras aplicada a los distintos métodos de tratamiento.....	41
3.2.2 Técnicas analíticas.....	43
CAPÍTULO 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	47
4.1 Agua procedente de P.T.A.R.C.U.....	47
4.1.1 Caracterización del agua residual.....	47
4.1.2 Determinación de dosis óptimas.....	49
4.1.3 Comparación de parámetros deseados en el agua.....	55
4.2 Agua procedente de la empresa de lavandería.....	56
4.2.1 Caracterización del agua residual.....	56
4.2.2 Determinación de dosis óptimas.....	57
4.2.3 Comparación de parámetros deseados en el agua tratada.....	66
4.3 Tren de tratamiento propuesto.....	67
4.3.1 Reactor de mezclado rápido.....	67
4.3.2 Equipo floculador (mezclado lento).....	68
4.3.3 Sedimentador.....	69
4.3.4 Filtro de arena de alta tasa con lecho dual antracita-arena.....	70
4.3.5 Filtro de carbón activado.....	71
4.3.6 Cloración.....	72
4.3.7 Dimensiones de los equipos del tren de tratamiento.....	72
4.3.8 Características de las corrientes a través del tren de tratamiento.....	75

4.3.9 Diagramas del tren de tratamiento propuesto.....	77
CAPÍTULO 5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	79
BIBLIOGRAFÍA.....	81
ANEXO I. CÁLCULOS PARA LOS DATOS EXPERIMENTALES.....	86
ANEXO II. MEMORIA DE CÁLCULO PARA REALIZAR EL DISEÑO DEL TREN DE TRATAMIENTO PROPUESTO.....	88
ANEXO III. DIAGRAMAS DE FLUJO PARA LAS TÉCNICAS ANALÍTICAS.....	97
ANEXO IV. HOJAS DE CÁLCULO DEL TREN DE TRATAMIENTO.....	106
ANEXO V. ANÁLISIS ADICIONALES REALIZADOS A LOS DOS TIPOS DE AGUA RESIDUAL.....	110
ANEXO VI. FOTOGRAFÍAS.....	114

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.1 Fórmula típica de detergente en polvo para ropa en México (Sepúlveda, 2001).....	11
Tabla 1.2 Porcentaje de producción de detergente por categorías (Sepúlveda, 2001).....	11
Tabla 1.3 Países líderes en la producción de detergente en polvo en miles de toneladas, 1998, (Sepúlveda, 2001).....	12
Tabla 1.4 México, mercado de jabones y detergentes (Sepúlveda, 2001).	12
Tabla 1.5 Valores deseados en el agua tratada (seleccionados arbitrariamente)	13
Tabla 2.1 Aplicación general de diversos coagulantes (Eckenfelder, 1989).....	20
Tabla 2.2 Aplicación del método Fenton en el tratamiento de aguas contaminadas (adaptada de González, 2001).....	25
Tabla 2.3 Aplicación del método de Fenton en distintos tipos de aguas residuales.....	26
Tabla 2.4. Métodos que regulan las técnicas analíticas aplicadas para la medición de los distintos parámetros.	38
Tabla 3.1 Composición típica del agua residual doméstica bruta (Metcalf y Eddy, 1996).....	40
Tabla 4.1 Caracterización del agua residual, del agua pretratada con el método de Fenton y criterios recomendados para fuentes de abastecimiento de agua potable (González, 2001).....	48
Tabla 4.2 Valores promedio de los parámetros medidos en el laboratorio 301 de la Facultad de Química en el agua residual doméstica procedente de P.T.A.R.C.U.....	49
Tabla 4.3 Valores de los parámetros medidos y su porcentaje de remoción con reactivo de Fenton	50
Tabla 4.4 Valores de los parámetros medidos y su porcentaje de remoción con reactivo de Fenton	50
Tabla 4.5 Análisis estadístico de los valores de los parámetros medidos y su porcentaje de remoción mínimo y máximo con reactivo de Fenton para ocho muestreos.....	51
Tabla 4.6 Valores de los parámetros medidos con distintas dosis de $FeCl_3$	51
Tabla 4.7 Porcentajes de remoción de los parámetros medidos con distintas dosis de $FeCl_3$	52
Tabla 4.8 Valores y porcentajes de remoción de los parámetros medidos al agua tratada con $FeCl_3$ en el primer muestreo del mes de octubre.	52
Tabla 4.9 Valores y porcentajes de remoción de los parámetros medidos al agua tratada con $FeCl_3$ en el segundo muestreo del mes de octubre.	52
Tabla 4.10 Valores de los parámetros medidos con distintas dosis de Tecnofloc 4113.	53
Tabla 4.11 Porcentajes de remoción de los parámetros medidos con distintas dosis de Tecnofloc 4113...53	53
Tabla 4.12 Valores y porcentajes de remoción de los parámetros medidos al agua tratada con Tecnofloc 4113 de la primera muestra.....	53
Tabla 4.13 Valores y porcentajes de remoción de los parámetros medidos al agua tratada con Tecnofloc 4113 de la segunda muestra.	53
Tabla 4.14 Comparación de los porcentajes de remoción con las mejores dosis de los tres métodos de tratamiento en el agua del tipo residual doméstica.	54
Tabla 4.15 Comparación de los valores mínimos obtenidos en cada método y los valores en el agua potable.....	55
Tabla 4.16 Valores de los parámetros medidos en el agua residual procedente de la industria de lavandería por el Departamento de Control Analítico de la Facultad de Química de la UNAM.....	56
Tabla 4.17 Valores de los parámetros medidos en el laboratorio 301 de la Facultad de Química en el agua residual cruda procedente de la empresa de lavandería.....	57
Tabla 4.18 Valores de los parámetros medidos con distintas dosis de reactivo de Fenton.....	57
Tabla 4.19 Porcentajes de remoción de los parámetros medidos con distintas dosis de reactivo de Fenton58	58
Tabla 4.20 Valores de los parámetros medidos con distintas dosis de reactivo de Fenton.....	58
Tabla 4.21 Porcentajes de remoción de los parámetros medidos con distintas dosis de reactivo de Fenton.59	59
Tabla 4.22 Valores de los parámetros medidos con distintos valores de pH con cloruro férrico.	60
Tabla 4.23 Porcentajes de remoción de los parámetros medidos con distintos valores de pH con cloruro férrico.....	60
Tabla 4.24 Valores de los parámetros medidos con distintas dosis de cloruro férrico.	61
Tabla 4.25 Valores de los parámetros medidos con distintas dosis de cloruro férrico.	62
Tabla 4.26 Porcentajes de remoción de los parámetros medidos con distintas dosis de cloruro férrico....	62

Tabla 4.27 Valores de los parámetros medidos con distintas dosis de Tecnofloc 4113.....	63
Tabla 4.28 Porcentajes de remoción de los parámetros medidos con distintas dosis de Tecnofloc 4113.....	63
Tabla 4.29 Valores de los parámetros medidos con distintas dosis de Tecnofloc 4113.....	64
Tabla 4.30 Porcentajes de remoción de los parámetros medidos con distintas dosis de Tecnofloc 4113.....	64
Tabla 4.31 Valores de los parámetros medidos con distintas dosis de Tecnofloc 4113.....	64
Tabla 4.32 Porcentajes de remoción de los parámetros medidos con distintas dosis de Tecnofloc 4113.....	65
Tabla 4.33 Comparación de los porcentajes de remoción de las mejores dosis de los tres métodos de tratamiento en el agua residual del tipo jabonoso.....	65
Tabla 4.34 Comparación de los valores mínimos obtenidos en cada método y los valores en el agua potable.....	66
Tabla 4.35 Dimensiones de diferentes tipos de sedimentadores (Reynolds y Richards, 1996).....	69
Tabla 4.36 Recomendaciones de diseño de filtro de lecho dual arena -antracita para tratamiento de aguas residuales pretratadas químicamente.....	70
Tabla 4.37 Características de los filtros duales-multimedios para tratamiento de agua residual avanzados o terciarios (Reynolds y Richards, 1996).....	71
Tabla 4.38 Dimensiones del tanque de mezclado rápido.....	72
Tabla 4.39 Dimensiones del tanque de mezclado lento.....	73
Tabla 4.40 Dimensiones del sedimentador.....	73
Tabla 4.41 Dimensiones del filtro de alta tasa con lecho dual de antracita-arena.....	74
Tabla 4.42 Dimensiones del filtro de Carbón activado.....	74
Tabla 4.43 Dimensiones del tanque de cloración.....	74
Tabla 4.44 Características de las corrientes del tren de tratamiento propuesto.....	75
Tabla 4.45 Valores esperados de los parámetros en las corrientes del tren de tratamiento propuesto.....	76
Tabla A.1 Valores y porcentajes de remoción de NTK y N-NH ₃ reactivo de Fenton en los dos primeros muestreos.....	110
Tabla A.2. Análisis estadístico de los valores de NTK y N-NH ₃ y su porcentaje de remoción mínimo y máximo con reactivo de Fenton para siete muestreos.....	111
Tabla A.3. Valores y porcentajes de remoción de NTK y N-NH ₃ para FeCl ₃	111
Tabla A.4. Valores y porcentajes de remoción de NTK y N-NH ₃ para Tecnofloc 4113.....	111
Tabla A.5. Valores y porcentajes de remoción de PT y Orto-P medidos con reactivo de Fenton.....	112
Tabla A.6. Valores y porcentajes de remoción de PT y Orto-P medidos con FeCl ₃	112
Tabla A.7. Valores y porcentajes de remoción de PT y Orto-P medidos con Tecnofloc 4113.....	112
Tabla A.8. Porcentajes de remoción de NTK y N-NH ₃ con distintas dosis de reactivo de Fenton.....	113
Tabla A.9. Porcentajes de remoción de NTK y N-NH ₃ con distintos valores de pH con FeCl ₃	113
Tabla A.10. Porcentajes de remoción de NTK y N-NH ₃ con distintos valores de pH con FeCl ₃	113

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 4.1 Comparación de los porcentajes de remoción con las mejores dosis de los tres métodos de tratamiento en el agua del tipo residual doméstica.....	54
Figura 4.2 Porcentajes de remoción de los parámetros medidos con distintas dosis de reactivo de Fenton..	58
Figura 4.3 Valores de los parámetros medidos con distintas dosis de reactivos de Fenton.....	59
Figura 4.4 Porcentajes de remoción de los parámetros medidos con distintas dosis de reactivo de Fenton..	59
Figura 4.5 Porcentajes de remoción de los parámetros medidos con distintos valores de pH con FeCl_3	60
Figura 4.6 Porcentajes de remoción de los parámetros medidos con distintas dosis de FeCl_3	61
Figura 4.7 Porcentajes de remoción de los parámetros medidos con distintas dosis de FeCl_3	62
Figura 4.8 Porcentajes de remoción de los parámetros medidos con distintas dosis con Tecnofloc 4113.....	63
Figura 4.9 Porcentajes de remoción de los parámetros medidos con distintas dosis de Tecnofloc 4113.....	64
Figura 4.10 Porcentajes de remoción de los parámetros medidos con distintas dosis de Tecnofloc 4113.....	65
Figura 4.11 Comparación de los porcentajes de remoción de las mejores dosis de los tres métodos de tratamiento en el agua residual de tipo jabonoso.....	66
Figura 4.12 Vista superior del tren de tratamiento propuesto.....	77
Figura 4.13 Vista lateral del tren de tratamiento.....	78
Figura A1. Prueba de jarras para Fenton.....	97
Figura A2 Turbiedad.....	98
Figura A3. Color.....	98
Figura A4 Sólidos suspendidos totales.....	99
Figura A5. Demanda química de oxígeno.....	100
Figura A6. Tratamiento de residuos resultantes de la prueba de DQO.....	101
Figura A7. Nitrógeno total Kjeldahl (NTK).....	102
Figura A8. Nitrógeno amoniacal N-NH_3	103
Figura A9. Fósforo total.....	104
Figura A10. Orto-fosfatos.....	105
Figura A11. Aparato de Destilación Labconco 65000 (Prueba de Nitrógeno total y amoniacal).....	114
Figura A12. Termo reactor TH904 para la digestión de muestras para la determinación de la demanda química de oxígeno.....	114
Figura A13. Celdas para la determinación de la demanda química de oxígeno.....	115
Figura A15. Turbidímetro ORBECOHELLIGE 966.....	115
Figura A14. Fotómetro MERCK Spectroquant Nova 60 (Demanda química de oxígeno).....	115
Figura A16. Colorímetro HANNA HI 93727.....	115
Figuras A17. Prueba de Jarras con los 3 métodos (de derecha a izquierda: Fenton, FeCl_3 , Tecnofloc 4113).....	116
Figuras A18. Prueba de Jarras con los 3 métodos (de derecha a izquierda: Fenton, FeCl_3 , Tecnofloc 4113).....	116
Figuras A19. Jarra con reactivo de Fenton.....	117
Figuras A20. Jarra con reactivo de FeCl_3	117
Figuras A21. Jarra con Tecnofloc 4113.....	117

LISTA DE ABREVIATURAS

- Ap = Área del perfil [m²]
As = Área de sedimentación [m²]
ATF = Área total de filtración [m²]
Atp = Área total del álabo por flecha [m²]
CD = Coeficiente de arrastre [adimensional]
Co = Concentración del efluente [kg m⁻³]
d = Fondo de compartimiento [m]
D = Fondo del tanque [m]
Da = Altura del lecho de arena [m]
Dan = Altura del lecho de antracita [m]
DBO₅ = Demanda Bioquímica de Oxígeno [mg O₂/L]
Dei = Altura total del lecho expandido de arena y antracita [m]
De = Altura del lecho expandido de arena y/o antracita [m]
Di = Diámetro del agitador [m]
Dp = Diámetro de separación entre propelas [m]
Dp = Diámetro de partícula [m]
DQO_s = Demanda Química de Oxígeno Soluble [mg O₂/L]
DQO_T = Demanda Química de Oxígeno Total [mg O₂/L]
D_{tot} = Altura total mínima del lecho [m]
Dv = Distancia del vertedero [m]
EBTC = Tiempo de contacto con el lecho (por sus siglas en inglés Empty Bed Contact Time) [s]
Fr = Número de Froude [adimensional]
g = Aceleración de la gravedad, 9.81 m s⁻²
G = Gradiente medio de velocidad [s⁻¹]
Gp = Valor promedio del gradiente medio de velocidad [s⁻¹]
GT = Factor adimensional
H = Altura del lecho [m]
Hc = Altura de la columna [m]
K_T = Constante del impulsor [adimensional]
M_c = Masa del carbón activado en la columna [kg]
M_g = Consumo de carbón activado por día [kg d⁻¹]
N = Revoluciones por segundo del agitador [rps]
NMP = Número Más Probable [NMP/100mL]
N-NH₃ = Nitrógeno Amoniacal [mg/L]
np = Número de paletas
NTK = Nitrógeno Total Kjeldahl [mg/L]
P = Potencia [W]
Pa = Potencia del agitador [W]
P_m = Perímetro mojado [m]
P.T.A.R.C.U. = Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Ciudad Universitaria
Q = Flujo de agua [m³ s⁻¹]

R = Radio hidráulico [m]
 Re = Número de Reynolds [adimensional]
 rev = Revoluciones
 rps = Revoluciones por segundo del agitador [rps]
 SST = Sólidos Suspendidos Totales [mg/L]
 SSV = Sólidos Suspendidos Volátiles [mg/L]
 SDT = Sólidos Disueltos Totales [mg/L]
 $SAAM$ = Sustancias Activas al Azul de Metileno [mg/L]
 T = Tiempo de residencia [s]
 T_{op} = Tiempo de operación de la columna hasta el punto de saturación del carbón activado [d]
 U . Pt-Co = Platino-Cobalto
 UTN = Unidades de Turbiedad Nefelométricas
 v = Velocidad de flujo [$m\ s^{-1}$]
 V = Volumen [m^3]
 V_a = Velocidad lineal de carga [$m\ s^{-1}$]
 V_b = Velocidad ascendente del agua de retrolavado [$m\ s^{-1}$]
 V_c = Velocidad de carga del vertedero [$m^3 d^{-1} m^{-1}$]
 V_i = Velocidad típica de inundación [$m^3 d^{-1} m^{-2}$]
 V_L = Volumen del lecho [m^3]
 vp = Velocidad periférica de rotación de cada paleta [$m\ s^{-1}$]
 V_s = Velocidad de sedimentación [$m\ s^{-1}$]
 V_T = Volumen total del líquido [m^3]
 w = Ancho [m]
 wp = Ancho de paleta [m]
 Z = Altura [m]
 Z_p = Largo de cada paleta [m]
 ΔP = Caída de presión [$kg\ m^{-1}\ s^{-2}$]
 ΔP_r = Caída de presión [$kg\ m^{-1}\ s^{-2}$]
 ϵ_{an} = Porosidad de antracita [adimensional]
 ϵ_{ar} = Porosidad de arena [adimensional]
 $\epsilon_{e\ an}$ = Porosidad expandida de antracita [adimensional]
 $\epsilon_{e\ ar}$ = Porosidad expandida de arena [adimensional]
 ϕ_{an} = Factor de forma de antracita [adimensional]
 ϕ_{ar} = Factor de forma de arena [adimensional]
 μ = Viscosidad dinámica [$N\ s\ m^{-2}$]
 μ_m = Viscosidad dinámica del medio [$N\ s\ m^{-2}$]
 ρ = Densidad del agua [$kg\ m^3$]
 ρ_{an} = Densidad de la antracita [$kg\ m^3$]
 ρ_{ar} = Densidad de la arena [$kg\ m^3$]
 $\rho_{r\ an}$ = Densidad relativa de la antracita [$kg\ m^3$]
 $\rho_{r\ ar}$ = Densidad relativa de la arena [$kg\ m^3$]
 ρ_s = Densidad del carbón activado [$kg\ m^3$]

RESUMEN

El presente trabajo estuvo enfocado a la definición de un tren de tratamiento para el reciclaje de agua residual jabonosa cuyo diseño tomó en cuenta los resultados obtenidos en un proyecto de investigación aplicada y los valores recomendados en la literatura.

La investigación aplicada se realizó con dos tipos de agua residual (una de tipo doméstico y otra de tipo industrial) las cuales fueron tratadas con los procesos de coagulación-floculación clásica (utilizando la sal inorgánica cloruro férrico o el polímero orgánico Tecnofloc 4113) y coagulación-floculación-oxidación avanzada (con el que se utilizó el reactivo de Fenton).

Se determinaron los valores de las dosis óptimas, la eficiencia en la remoción de los parámetros medidos y la calidad del agua tratada para cada uno de los métodos de tratamiento aplicados. Con la aplicación de las técnicas analíticas pertinentes se pudo determinar la concentración de materia orgánica (demanda química de oxígeno) y de material particulado (color, turbiedad y sólidos suspendidos totales) así como el contenido de nitrógeno total Kjeldahl, nitrógeno amoniacal, fósforo total y ortofosfatos.

Con respecto al agua residual de tipo doméstico cuyo valor inicial de DQOs era de 345 mg O₂/L, los resultados obtenidos con relación a las dosis óptimas fueron: 25 mg Fe²⁺/L para el reactivo de Fenton, 50 mg Fe³⁺/L para el cloruro férrico y 100 mg/L para el polímero Tecnofloc 4113. El mejor método de tratamiento resultó ser el reactivo de Fenton con el que se obtuvieron los siguientes porcentajes de remoción: 87.3% para color, 86.3% para turbiedad, 78.4% para sólidos suspendidos totales y 67% para DQOs.

En el caso del agua de tipo industrial con una DQOs inicial de 1621 mg O₂/L los valores de las dosis óptimas fueron: 50 mg Fe²⁺/L para el reactivo de Fenton, 50 mg Fe³⁺/L para el cloruro férrico y 117 mg/L para el polímero Tecnofloc 4113. El agente de coagulación-floculación que resultó ser el polímero Tecnofloc 4113 con el que se obtuvieron los siguientes porcentajes de remoción: 93.8% para color, 97% para turbiedad, 98.5% para sólidos suspendidos totales y 62% para DQOs.

En la última parte de este trabajo, se dimensionó un tren de tratamiento para aguas residuales jabonosas procedentes de una lavandería industrial considerando un flujo continuo de 30 m³/d que contempla un reactor de mezclado rápido, un equipo floculador, dos tanques de sedimentación, dos filtros de arena de alta tasa con lecho dual antracita-arena, tres filtros de carbón activado y un tanque de cloración. Al final del tren se espera tener un efluente cuyos parámetros sean menores a los siguientes valores: 20 u. Pt-Co para color, 5 UTN para turbiedad, 30 mg/L de sólidos suspendidos totales, 100 mg O₂/L de DQOs y coliformes totales no detectables.

El trabajo demuestra que el diseño conceptual del tren de tratamiento propuesto es técnicamente viable para la depuración del agua residual del tipo jabonoso procedente de la empresa de lavandería analizada ya que la calidad del agua producida puede llegar a ser, para los parámetros medidos, suficientes para su reciclaje y utilizada en la etapa de prelavado de dicha lavandería.

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN

La necesidad de agua para consumo doméstico, industrial y agrícola ha ido incrementándose paralelamente al crecimiento de la población y al crecimiento económico. Esto no sólo hace que proveer agua sea cada vez más difícil sino que también exige un crecimiento en las restricciones de calidad de estos recursos. La degradación de la calidad del agua no sólo impide su uso de consumo sino que también restringe sus usos indirectos como el estético y de recreación. Como el agua también es un espacio donde viven organismos acuáticos, la reducción de la calidad aumenta la presión ambiental sobre las especies y los ecosistemas (Nemerow, 1977).

Aunque es conocido que los jabones y detergentes son compuestos con estructuras químicas diferentes, por simplicidad las aguas residuales que provienen de operaciones de lavado textil se denominan "jabonosas". Los vertidos de la industria de lavado se componen de jabones, carbonato sódico y detergentes utilizados para quitar grasas e impurezas. Estos vertidos poseen una gran turbiedad, alcalinidad y una materia orgánica rápidamente putrescible. El método habitual para tratar estos vertidos consiste en una precipitación química, después de haber ajustado el pH mediante dilución o la adición de productos químicos.

Una tendencia actual en el tratamiento de aguas industriales es la combinación de los procesos fisicoquímicos con los procesos biológicos. Los procesos fisicoquímicos se utilizan como un pretratamiento para posteriormente enviar el agua a un proceso biológico. Una opción para mejorar la calidad de un Pretratamiento convencional de Coagulación-Floculación es el método de Fenton. En estudios previos realizados en la Facultad de Química y en el Instituto de Ingeniería de la UNAM se han demostrado las ventajas técnicas de la utilización del reactivo Fenton ($\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$) como un método de Pretratamiento de aguas residuales del Valle de México. Dichos estudios han estado enfocados a producir, a partir de aguas residuales, un agua que pueda ser susceptible de ser reinyectada artificialmente en el acuífero del Valle de México (González, 2001). Además de una generación menos importante de lodos químicos se ha comprobado que el método Fenton, debido a la acción de degradación que provoca en la materia orgánica, genera un agua pretratada que será depurada de una manera mucho más eficiente en un proceso biológico subsiguiente (Ramírez y col; 2000).

El presente trabajo estuvo enfocado a comparar las ventajas que ofrece una coagulación floculación clásica frente al método de Fenton al utilizarse en agua residual del tipo doméstico y del tipo industrial, comprobar si el contenido de materia orgánica en el agua tratada disminuye y plantear un tren de tratamiento teórico para reutilizar el agua obtenida en las etapas de prelavado de una lavandería.

1.1 ANTECEDENTES

La composición de los detergentes comerciales consta de un 20 a 30 % como máximo de detergente sintético. Contienen auxiliares de origen mineral como los polifosfatos y carbonatos de sodio que aportan propiedades suplementarias a la detergencia. El silicato de sodio, además de evitar la corrosión, permite conservar al detergente en forma de polvo. Debido al oxígeno que se libera a partir de los 60°C, el perborato de sodio se comporta como un agente blanqueador químico.

En la tabla 1.1 se presenta la fórmula típica de detergente en polvo para ropa en México. Es de destacarse que los agentes surfactantes representan una fracción muy importante (15-30%) de la formulación de los detergentes. Los otros compuestos presentes pueden considerarse como "cargas" para dar volumen y masa al producto y como aditivos para mejorar las características estéticas y de lavado del producto.

Tabla 1.1 Fórmula típica de detergente en polvo para ropa en México (Sepúlveda, 2001).

INGREDIENTE	PORCENTAJE %
Surfactante Aniónico (LAS)	15 - 30
Surfactante No Iónico (AGE)	0 - 3
Tripolifosfato de sodio	10 - 30
Silicato de Sodio	5 - 15
Carbonato de Sodio	0 - 15
Sulfato de Sodio	10 - 40
Polímeros	0 - 2
Carboximetil Celulosa de Sodio	0 - 0.7
Enzimas	ND
Blanqueadores Ópticos	ND
Blanqueadores Fotoactivados	ND
Perfume	ND
Agua	3 - 10

ND = No hay dato.

Estadísticas de la producción de los detergentes en México

De la tabla 1.2 a la tabla 1.5 se presentan estadísticas de producción y ventas de detergentes. En la tabla 1.2 se observa que en México se producen principalmente detergentes en la presentación de polvos convencionales.

Tabla 1.2 Porcentaje de producción de detergente por categorías (Sepúlveda, 2001)

	USA	ALEMANIA	JAPON	INDIA	MEXICO
POLVOS CONVENCIONALES	3.6	47.7	9.4	98	96.4
POLVOS CONCENTRADOS	54.7	46.6	82.5	2	0.5
LIQUIDOS CONVENCIONALES	0.5	2.7	3	ND	3.1
CONCENTRADOS LIQUIDOS	41.2	3.7	5.1	ND	ND

ND = No hay dato.

En la tabla 1.3 se muestra que México es el cuarto productor mundial de detergentes en polvo. En México, este tipo de productos es consumido en una proporción de 1 a 5 y de 1 a 10 aproximadamente con respecto a los jabones de tocador y a los jabones de lavandería respectivamente.

Tabla 1.3 Países líderes en la producción de detergente en polvo en miles de toneladas, 1998. (Sepúlveda, 2001)

Lugar en el mercado	País	Convencionales	Concentrados
1	CHINA	1,426	82
2	USA	299	1,194
3	INDIA	1,110	400
4	MÉXICO	846	ND
5	BRASIL	640	ND
7	JAPÓN	41	481
10	ESPAÑA	337	69

ND = No hay dato.

Tabla 1.4 México, mercado de jabones y detergentes (Sepúlveda, 2001).

Ventas Netas (2000)	Miles de Toneladas
Jabón de Lavandería	233.30
Jabón de Tocador	134.50
Detergentes (Polvo)	1045.60

En México existen 2547 registros de lavanderías y tintorerías (Sistema de Información Empresarial Mexicano, 2002)

Para la selección de un tratamiento adecuado de algún tipo de agua residual se deben de tomar en cuenta los siguientes criterios:

- El método debe proveer la suficiente eficiencia de remoción de varios tipos de contaminantes como lo son la materia orgánica biodegradable (DBO), los sólidos suspendidos, el amonio, los fosfatos y patógenos.
- La estabilidad del sistema en caso de interrupciones en el suministro de energía, la capacidad máxima, interrupciones en la alimentación y/o contaminantes tóxicos debe ser muy alta.
- La flexibilidad del proceso debe ser alta, con respecto a la escala a la cual es aplicada, con posibilidades de futuras extensiones y posibilidades para mejorar la eficiencia.
- La operación del sistema, el mantenimiento y control deben ser sencillos, para que su ejecución no dependa de la constante vigilancia de operadores e ingenieros especializados.
- El número de las etapas requeridas para el proceso debe ser el menor posible.

- El tiempo de vida del sistema debe ser largo.
- La aplicación del sistema no debe sufrir por problemas serios con respecto a la eliminación de sedimentos.
- La aplicación del sistema no debe ser acompañada con problemas de mal olor.
- El sistema debe ofrecer buenas posibilidades para la recuperación de productos alternos para irrigación y fertilización.
- Debe contarse con la suficiente experiencia en la operación del sistema.

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 puedan descargar a una corriente de agua. El aumento en el conocimiento, en años recientes, de los efectos acumulativos de la contaminación ha llevado a una preocupación general y a una legislación cada vez más estricta en lo que concierne a la descarga de residuos industriales líquidos y gaseosos (Winkler, 1998).

En el caso del reciclaje de las aguas residuales tratadas, las características de esta agua dependen del reciclaje que se les vaya a dar. En el caso específico de la reutilización del agua en una etapa de prelavado de una lavandería industrial, es necesario en el agua la ausencia de organismos coliformes, de material en suspensión y que el contenido de materia orgánica sea escaso.

En este estudio se seleccionaron arbitrariamente como parámetro de control de calidad del agua tratada, la demanda química de oxígeno (DQO), color, turbiedad y sólidos suspendidos totales (SST). Estos parámetros fueron seleccionados porque son representativos de la materia orgánica, de compuestos orgánicos e inorgánicos disueltos, de las partículas coloidales y del material en suspensión, respectivamente.

Tabla 1.5 Valores deseados en el agua tratada (seleccionados arbitrariamente)

Parámetro	Valor deseado
Demanda química de Oxígeno (mg O ₂ /L)	< 100
Color (u. Pt-Co)	< 20
Turbiedad (UTN)	< 5
Sólidos suspendidos totales (mg/L)	< 30

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 OBJETIVO GENERAL

Con base en pruebas de tratabilidad, proponer el diseño conceptual de un tren de tratamiento con procesos fisicoquímicos para el reciclaje de aguas residuales jabonosas.

1.2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Comparar las ventajas que ofrece el método Fenton frente a una coagulación-floculación clásica con agua residual de distinta procedencia.

Comparar la calidad del agua obtenida con los distintos métodos de tratamiento para su reutilización en las etapas de prelavado de una lavandería.

1.3 HIPÓTESIS

Al dar un tratamiento fisicoquímico a las aguas residuales jabonosas domésticas y de una lavandería industrial típica, las aguas tratadas resultantes podrán ser reutilizadas en diferentes servicios.

1.4 ALCANCES

Para lograr el objetivo propuesto y verificar la hipótesis planteada se propone alcanzar las siguientes metas:

- Por medio de la aplicación de las técnicas analíticas recomendadas en la literatura científica, determinar el contenido de contaminantes de efluentes líquidos de distinta procedencia.
- Encontrar una dosis adecuada tanto de los coagulantes como del reactivo de Fenton, para obtener la mayor disminución de los parámetros de calidad de agua seleccionadas.
- Evaluar la capacidad de remoción de contaminantes que ofrecen los métodos de coagulación-floculación y de coagulación-floculación-oxidación avanzada propuestos tanto en aguas residuales domésticas como en aguas estrictamente jabonosas determinándose así, cual método es conveniente utilizar.
- Diseñar conceptualmente un tren de tratamiento capaz de proporcionar una calidad de agua que permita su reciclaje en las etapas de prelavado de una lavandería industrial.

CAPÍTULO 2. FUNDAMENTOS

2.1 Proceso de lavado o detergencia

Para llevar a cabo el proceso de lavado o detergencia se requiere de agentes llamados tensoactivos. Los tensoactivos son sustancias que alteran la tensión superficial de los líquidos, especialmente del agua.

Las propiedades de limpieza, humedad y emulsificación se derivan de la naturaleza de la molécula del tensoactivo la cual contiene dos estructuras químicas: la hidrofílica y la hidrofóbica, esto origina que la molécula en solución actúe sobre la interfase agua-aire o agua interfase-no-acuosa reduciendo la tensión superficial de la fase acuosa. La estructura hidrofílica es soluble y su solubilidad depende de los grupos carboxilo, sulfatos, hidroxilos o sulfonatos. La estructura hidrofóbica o parte insoluble en agua, pero soluble en aceites, la forma una cadena larga de hidrocarburos, (Bermúdez *et al.*, 2000).

Los tensoactivos se clasifican en:

1. Aniónicos: Cuando la carga eléctrica presente en el grupo hidrófilo es negativa. Los tensoactivos aniónicos son aquellos que producen en solución acuosa iones cargados negativamente, que son el agente limpiador. Se originan a partir de los grupos sulfato o sulfonato. La parte hidrofóbica se encuentra ramificada, lo que disminuye marcadamente la biodegradación. Estos tensoactivos producen abundante espuma.
2. Catiónicos: Producen una cantidad muy limitada de espuma.
3. No iónicos: Casi no producen espuma, además de que la formación de espuma es ayudada por ciertos aditivos espumantes que se agregan a la fórmula.

Los jabones se elaboran a partir de productos degradables como son aceites vegetales. El valor principal del jabón ordinario es que elimina mecánicamente los microorganismos y sustancias ajenas, al reducir la tensión superficial y formar una emulsión.

Los detergentes sintéticos provienen de productos no degradables provenientes del petróleo. La mayoría de los detergentes son compuestos de sodio del sulfonato de benceno sustituido, denominados sulfatos lineales de alquilo (LAS), hay otros que son los alquilbencensulfatos de cadena ramificada (ABS) que se degradan más lentamente.

El proceso fisicoquímico de los detergentes consiste en facilitar la adherencia del agua (humedeciendo o mojando) a la superficie que se desea limpiar, removiendo los agentes ensuciantes (en general, materia orgánica) y conservándolos en suspensión en el agua,

evitando que se vuelva a adherir a los objetos. La característica que ha considerado como agente contaminante a los detergentes es su composición química que genera restos xenobióticos que permanecen en el medio y son potencialmente acumulables, además de que la formación de espuma es indeseable, ya que al ser sumamente ligera es fácil de ser transportada por el aire y las corrientes de agua. De este modo puede ser transformada en vector de enfermedades.

Los productos del mercado contienen otros elementos además del tensoactivo, tales como: Blanqueadores, perfumes, estabilizadores de la espuma, colorantes, agentes antidepósito, fosfatos, etc. Las funciones dadas por estos constituyentes son mantenidas generalmente por la alcalinidad de la solución de lavado.

La composición de los detergentes comerciales consta de un 20 a 30 % como máximo de detergente sintético. Contienen auxiliares de origen mineral como los polifosfatos y cabonatos de sodio que aportan propiedades suplementarias a la detergencia. El silicato de sodio, además de evitar la corrosión, permite conservar al detergente en forma de polvo. Debido al oxígeno que se libera a partir de los 60°C, el perborato de sodio se comporta como un agente blanqueador químico.

Los detergentes comerciales contienen, además, aditivos diversos: Para obtener el color azul característico de muchos de ellos, se utilizan derivados diversos del estireno bajo el nombre de azuladores o agentes blanqueadores ópticos, los cuales absorben los rayos ultravioletas y reflejan la parte visible. El fenómeno de la fluorescencia aumenta la blancura. Entre los aditivos más comunes se puede mencionar también a la carboxi metil celulosa, que es muy utilizada e impide que la suciedad se deposite sobre la ropa, y a los estabilizadores de espuma, que constituyen una de las características más problemáticas en las plantas de tratamiento (Gloxhuber, 1992).

En el mercado se encuentran cuatro tipos de detergentes sintéticos (Bermúdez *et al.*, 2000) :

- Detergentes aniónicos: Contienen comúnmente como grupos solubles, sulfatos y sulfonatos de sodio. Los detergentes aniónicos y especialmente los sulfonatos, son los que se utilizan más, cuestan poco y son estables en aguas duras.
- Detergentes catiónicos: Son principalmente compuestos cuaternarios de amonio. Los detergentes catiónicos poseen las mejores propiedades bactericidas, pero son caros y sólo se usan en instituciones de salud para limpieza de utensilios.
- Detergentes no iónicos: Como los productos de condensación del óxido de etileno con materiales fenólicos o ácidos grasos y detergentes biológicos, los cuales contienen enzimas. Los detergentes no iónicos tienen una aplicación industrial algo mayor que la doméstica.
- Los detergentes biológicos, a los cuales se les llama así cuando además de contener uno de los tensoactivos (LAS o ABS) contienen enzimas con lo cual proporcionan

mayores ventajas en el lavado de la ropa; se encuentran muy distribuidos en el mercado a precios accesibles.

- Los detergentes antibacteriales contienen agentes bactericidas que, al utilizarse en exceso, matan una buena proporción de los microorganismos presentes en los cuerpos de agua disminuyendo la capacidad de los microorganismos para degradar al detergente.

2.2 Coagulación-Floculación

Es un proceso fisicoquímico ampliamente utilizado en el tratamiento y potabilización de aguas residuales donde las sales metálicas y/o 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 floculos, los cuales son fácilmente removidos por sedimentación. De los principales objetivos del proceso de coagulación-floculación pueden citarse la reducción de: 1) Turbiedad, 2) color, 3) trihalometanos (THM), halógenos orgánicos totales o HOT (TOX, por sus siglas en inglés) y 4) microorganismos (Rebhun y Lurie, 1993; Stephenson y Duff, 1996).

Los términos coagulación y floculación son usados en la literatura generalmente de forma indistinta. Sin embargo, la agregación de material particulado es realmente un proceso de dos etapas: La etapa inicial involucra la adición y rápida mezcla del coagulante, el cual reduce o elimina las fuerzas interparticulares que son responsables de la estabilidad de las partículas resultando la desestabilización de los sólidos suspendidos coloidales y finos, y la aglomeración inicial de las partículas desestabilizadas, este proceso es llamado coagulación. La subsiguiente colisión y envolvimiento de las partículas en floculos ocurre como el resultado del movimiento molecular y del mezclado físico con agitación lenta o suave del líquido, su propósito es acelerar la velocidad de la colisión de las partículas causando la aglomeración de las partículas coloidales electrofóticamente desestabilizadas en partículas sedimentables de tamaños filtrables, a esto se le conoce como floculación.

Los coloides son partículas de entre 0.1-1 nm (10^{-8} cm), no sedimentan y no pueden ser removidas por métodos físicos. Los coloides pueden ser hidrofílicos o hidrofóbicos. Son hidrofóbicos cuando no poseen afinidad con el medio líquido y pierden estabilidad en presencia de electrolitos siendo muy susceptibles a la coagulación. Los coloides hidrofílicos, como las proteínas, tienen una marcada afinidad por el agua. El agua absorbida retarda la floculación y frecuentemente requiere un tratamiento especial para alcanzar una coagulación efectiva.

Los coloides poseen propiedades eléctricas que establecen una fuerza de repulsión y previene la aglomeración y sedimentación. Los iones estabilizados son fuertemente absorbidos en una capa mixta interna la cual proporciona una carga de partícula que

varía con la valencia y número de iones absorbidos. Iones de carga opuesta forman una capa externa difusa la cual es sostenida cerca de la capa mediante fuerzas electrostáticas.

Aunque la estabilidad del coloide es primeramente provocada por fuerzas electrostáticas, la neutralización de esta carga es necesaria para inducir la floculación y precipitación. Aunque no es posible medir el potencial psi (ψ)¹, puede determinarse el potencial zeta (ζ)², la magnitud de la carga y el grado resultante de estabilidad.

El potencial Zeta puede ser disminuido con:

- La carga en la concentración del potencial determinante de iones.
- La adición de iones de carga opuesta.
- La contracción de la parte difusa de la doble capa por incremento en la concentración de iones en solución.

La coagulación óptima ocurre cuando el potencial Zeta es cero, éste es definido como el punto isoeléctrico. La coagulación efectiva ocurrirá regularmente en un potencial Zeta en el intervalo de $\pm 0.5\text{mV}$.

La coagulación resulta de dos mecanismos básicos:

a) Pericínética o electrocinética, en el cual el potencial zeta es reducido por iones o coloides de carga opuesta a un nivel por debajo de las fuerzas de atracción de van der Waals.

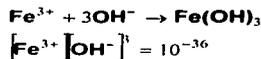
b) Coagulación ortocinética, en la cual las micelas se agregan y forman aglutinaciones que aglomeran las partículas coloidales.

La adición de cationes de alta valencia decrece la carga de partícula y la distancia efectiva de la doble capa, por lo que se reduce el potencial Zeta. Cuando el coagulante se disuelve, el catión sirve para neutralizar la carga negativa en los coloides (esto ocurre antes de que flóculos visibles se formen y rápidamente se mezclen con las "capas" de coloides). Se forman microfloculos, los cuales retienen cargas positivas en el rango ácido por la absorción de H^+ , que sirven para neutralizar y envolver la partícula coloidal. La floculación aglomera los coloides siendo la adsorción de superficie activa. Los coloides no absorbidos inicialmente son removidos por entrapamiento en el flóculo.

El coagulante más popular para el tratamiento de aguas contaminadas es el sulfato de aluminio $[\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}]$, también las sales férricas son comúnmente utilizadas como coagulantes pero tienen la desventaja de ser más difíciles de manejar. Un hidróxido férrico insoluble puede ser producido en un intervalo de pH de 3.0 a 13.0:

¹ Caída de potencial entre la interfase del coloide y el cuerpo de la solución.

² Caída de potencial entre el plano deslizante y el cuerpo de solución y está relacionado con la carga de partícula y el grosor de la doble capa.



La carga del floculo es positiva en el intervalo ácido y negativa en el intervalo alcalino, con la mezcla de cargas en el intervalo de pH de 6.5 a 8.0. La presencia de aniones alterará el intervalo de floculación efectiva. El ion sulfato incrementará el intervalo ácido pero decrecerá el intervalo alcalino. El ion cloruro incrementará el intervalo débilmente en ambos sentidos.

La adición de algunos químicos incrementará la coagulación por inducir el crecimiento y el rápido establecimiento de floculos, ejemplo de ellos son la sílice activada y los polielectrolitos. La sílice activada es un polímero de cadena corta que sirve para unir partículas de hidrato de aluminio microfinas. A altas dosis, la sílice inhibirá la formación de floculos por sus propiedades electronegativas. La dosis usual es de 5 a 10 mg/L.

Los polielectrolitos son polímeros de alto peso molecular que contienen grupos adsorbibles y forman puentes entre partículas o floculos cargados. Se crean grandes floculos (de 0.3 a 1 mm) con dosis pequeñas de polielectrolito (1 a 5 mg/L) junto con cloruro férrico o de aluminio. El electrolito no es afectado sustancialmente por el pH y puede servir como coagulante por sí mismo por reducción de la carga efectiva del coloide. Hay tres tipos de polielectrolitos: Catiónico, que absorbe coloides negativos o partículas floculantes; aniónicos, que reemplazan los grupos aniónicos en partículas coloidales y permiten enlaces de hidrógeno entre el coloide y el polímero; y no iónicos, los cuales adsorben y floculan por enlaces hidrógeno entre superficies sólidas y grupos polares en el polímero. La aplicación general de los coagulantes se muestra en la tabla 2.1

Tabla 2.1 Aplicación general de diversos coagulantes (Eckenfelder, 1989)

Proceso Químico	Intervalo de Dosis mg/L	pH	Aplicables en:
Cal	150-500	9.0-11.0	La coagulación de coloides y remoción en aguas residuales con baja alcalinidad, de fósforo alto y variable. Reacciones básicas: $\text{Ca(OH)}_2 + \text{Ca(HCO}_3)_2 \rightarrow 2 \text{CaCO}_3 + 2 \text{H}_2\text{O}$ $\text{MgCO}_3 + \text{Ca(OH)}_2 \rightarrow \text{Mg(OH)}_2 + \text{CaCO}_3$
Aluminio	75-250	4.5-7.0	La coagulación de coloides y remoción en agua residual con alta alcalinidad, de fósforo bajo y estable. Reacciones básicas: $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 + 6 \text{H}_2\text{O} \rightarrow 2 \text{Al(OH)}_3 + 3 \text{H}_2\text{SO}_4$
FeCl ₃ , FeCl ₂	35-150	4.0-7.0	La coagulación de coloides y remoción de fósforo.
FeSO ₄ · 7H ₂ O	70-200	4.0-7.0	Agua residual con alta alcalinidad cuya cantidad de fósforo sea baja y estable. También donde la filtración del hierro sea posible en el efluente o pueda ser controlado, o donde haya disponibilidad de una fuente de hierro residual (fábrica de acero, etc.). Reacciones básicas: $\text{FeCl}_3 + 3 \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Fe(OH)}_3 + 3 \text{HCl}$
Polímeros Catiónicos	2-5	No cambia	La coagulación de coloides o auxiliar de coagulación con metal donde la formación de un compuesto químico inerte deba ser evitada.
Polímeros Aniónicos y algunos no iónicos	0.25-1.0	No cambia	El endurecimiento del flóculo para su filtración. Se usan como auxiliares de coagulación para floculación rápida y sedimentación.
Auxiliares para aumento de peso y arcillas	3-20	No cambia	Suspensiones coloidales muy diluidas para aumentar el peso del flóculo formado.

2.3 Oxidación Avanzada

Ha sido observado con frecuencia que contaminantes no eliminables con tratamientos biológicos pueden ser caracterizados por su alta estabilidad química y/o por su alta dificultad a ser mineralizados por completo. En estos casos, es necesario adoptar sistemas reactivos mucho más efectivos que aquellos adoptados en procesos de purificación convencionales.

Muchas investigaciones han sido aplicadas con este propósito en la última década, resaltando el papel dominante de técnicas especiales de oxidación definidas como procesos de oxidación avanzada, los cuales suelen operar a/o cerca de temperatura y presión ambiente (Andreozzi *et al.*, 1999).

Todos los procesos de oxidación avanzada (*Advanced Oxidation Processes*, AOP) se distinguen por una misma característica química: La capacidad de explotación de la alta reactividad de los radicales hidroxilo (OH^\bullet) en el proceso de oxidación controlado.

Los radicales OH^\bullet son especies extraordinariamente reactivas que atacan la mayor parte de las moléculas orgánicas. Están caracterizados por una pequeña selectividad de ataque la cual es un atributo útil para un oxidante empleado para el tratamiento de agua residual y para resolver problemas de contaminación. La versatilidad de los AOP se ve acrecentada por el hecho de que ofrecen distintos caminos posibles de producción de radicales OH^\bullet , lo cual permite una mejor conciliación con los requisitos de tratamiento específicos.

El proceso de oxidación avanzada química hace uso de oxidantes (químicos) para reducir los niveles de materia orgánica en términos del carbono orgánico disuelto (COD) y de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), y para remover tanto compuestos orgánicos como inorgánicos oxidables. El proceso puede oxidar completamente materiales orgánicos hacia dióxido de carbono y agua, aunque esto no suele ser necesario para operar el proceso a esos niveles de tratamiento.

Los procesos de oxidación avanzada son particularmente apropiados para efluentes que contengan materia recalcitrante (a la degradación química), tóxica y no biodegradable. Los procesos ofrecen muchas ventajas sobre los procesos físicos o biológicos, incluyendo:

- Operabilidad del proceso.
- Operación automática.
- Ausencia de desperdicios secundarios.
- La habilidad de manejar velocidades de flujo y composiciones fluctuantes.

Una aplicación adecuada de los AOP a tratamientos de agua residual debe considerar que éstos hacen uso de reactivos caros como el peróxido de hidrógeno y/o el ozono (los costos de capital y de operación son altos comparados con los tratamientos biológicos) y por ello es obvio que su aplicación no debe reemplazar, de ser posible, los tratamientos más económicos como la biodegradación biológica. Las capacidades ofrecidas por los AOP pueden ser explicadas con la integración de tratamientos biológicos para una degradación oxidativa de sustancias tóxicas o recalcitrantes entrantes o salientes de una etapa biológica (Andreozzi *et al.*, 1999).

Otro aspecto concerniente a la oportunidad de aplicación de los AOP es la referente a la carga contaminante del residual normalmente expresada como COD. Sólo residuales con contenidos relativamente pequeños de COD (≤ 5 g/L) pueden ser adecuadamente tratadas por estas técnicas, mientras que altos contenidos de COD podrían requerir el consumo de grandes cantidades de reactivos caros.

Existe una amplia variedad de procesos de oxidación avanzada entre los cuales se encuentran:

- Fotocatálisis.
- Oxidación húmeda.
- Ozonización.
- Oxidación con Peróxido de hidrógeno.
- Reactivo de Fenton.

2.4 Reacción de Fenton

La reactividad de este sistema fue observada por primera vez en 1894 por H.J.H. Fenton, pero su utilidad fue reconocida hasta 1930, cuando se identificaron los mecanismos de la reacción. Este reactivo es un sistema de oxidación atractivo para el tratamiento de agua residual dado el hecho de que el hierro es un elemento tanto abundante como no tóxico y el peróxido es fácil de manejar y ambientalmente inocuo.

El proceso de oxidación de Fenton ha sido empleado exitosamente en el tratamiento de distintas aguas residuales industriales en muchas investigaciones previas, considerando al peróxido de hidrógeno 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 (Bishop, 1968; Walling, 1975).

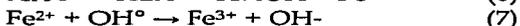
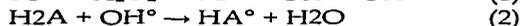
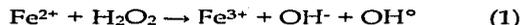
Se ha demostrado que el reactivo de Fenton es capaz de destruir compuestos tóxicos en aguas residuales tales como fenoles y herbicidas. También es usado para tratar una gran variedad de residuos industriales que pueden contener compuestos orgánicos tóxicos (formaldehído, BTEX, aditivos para plásticos). Sin embargo, hay especies que presentan resistencia a la oxidación por la reacción de Fenton. Estas especies son pequeños alcanos clorados (tetracloroetano, tricloroetano), n-parafinas y pequeñas cadenas de ácidos carboxílicos (maléico, oxálico, acético, malónico).

El método de Fenton implica dos procesos de un solo paso: La coagulación-floculación y la oxidación avanzada. El proceso se ha aplicado al tratamiento de agua residual, tratamiento de lodos o suelos contaminados con los siguientes efectos (Bishop, 1968; Walling, 1975) :

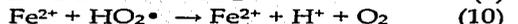
- Remoción de contaminantes orgánicos.
- Reducción de la toxicidad.
- Mejora de la biodegradabilidad.
- Remoción de olor y color.

La adición de peróxido a sales de hierro Fe^{2+} forma un fuerte agente oxidante (radicales hidroxilo) durante el proceso de oxidación. Se sabe que los radicales hidroxilo ($\text{OH}\bullet$) poseen un potencial de oxidación mayor al del ozono (para los radicales hidroxilo es de 2.08 V y para el ozono es de 2.07V).

El hierro juega el papel de iniciador de una cadena de reacciones por radicales libres, como se indica a continuación (donde H_2A es el compuesto orgánico):



El Fe^{3+} descompone catalíticamente al H_2O_2 siguiendo un mecanismo de radicales libres que incluye los radicales hidroxilo y perhidroxilo, la adopción de un valor apropiado de pH (2.4 - 2.8) puede resultar en una reducción de Fe^{3+} a Fe^{2+} (ecuaciones 8 y 9).



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

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

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

La relación entre los reactivos para la reacción de Fenton está generalmente limitada por la formación de radicales $\text{OH}\bullet$ y en menor grado por el tipo de agua residual que va a ser tratada. Las relaciones típicas, en peso, de $\text{Fe}:\text{H}_2\text{O}_2$ son 1:5-10; Aunque valores de hierro < 25-50 mg/L pueden requerir tiempos de reacción excesivos (10-24 hrs). Esto es particularmente cierto cuando los productos de la oxidación (ácidos orgánicos) secuestran al ion hierro y lo remueven del ciclo catalítico. El reactivo de Fenton es más efectivo usado como pretratamiento cuando la DQO tiene valores mayores a los 500mg/L (Bishop, 1968; Walling, 1975).

Los factores que influyen en la reacción de Fenton son: El valor del pH (se ha observado que los resultados son óptimos con un pH cercano a 3 por la descomposición del peróxido de hidrógeno, sino además por la desactivación del catalizador ferroso con la formación de complejos hidroxio-férricos), la temperatura (se recomienda trabajar entre 30 y 40 °C de temperatura ya que por debajo de esta baja la rapidez de reacción), la concentración de los reactivos (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 la extensión de la oxidación la cual está determinada por la cantidad de peróxido de hidrógeno presente en el sistema), y el tiempo de reacción (depende de muchas variables, de las cuales sobresale la dosis del catalizador de hierro y el agua a tratar).

2.4.1 Aplicaciones del reactivo de Fenton en el tratamiento de aguas

En años recientes, el reactivo de Fenton ha sido utilizado para tratar a las aguas residuales textiles. Se ha reportado 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). En el caso de compuestos orgánicos no biodegradables (ácido acético, ácido fórmico, fenol, 4-clorofenol, 2,4-diclorofenol y nitrobenceno) utilizando el reactivo de Fenton, se demostró que la reacción de Fenton con los compuestos orgánicos produce intermediarios y productos biodegradables, los cuales pueden ser fácilmente oxidados (Chamarro *et al.*, 2001).

En la tabla 2.2 se presentan algunos de los compuestos tratados por el método Fenton.

Tabla 2.2 Aplicación del método Fenton en el tratamiento de aguas contaminadas (adaptada de González, 2001)

Sustancia oxidada	Comentarios
THM (solución sintética)	Se observó que la cantidad oxidada de los trihalometanos estudiados aumenta con el incremento en la concentración orgánica inicial. También se comprobó que las constantes de oxidación en una mezcla de THM aumentan conforme el número de átomos de halógeno se incrementa en la molécula de cada trihalometano (Tang y Tassos, 1977).
Aminas aromáticas (solución sintética)	La degradación de las aminas puede efectuarse por transformación en productos insolubles, mineralización y productos de rompimiento de anillos aromáticos (Casero <i>et al.</i> , 1997).
Rellenos Sanitarios	Se observó que la oxidación de la materia orgánica es proporcional al aumento de su peso molecular (Yoon <i>et al.</i> , 1998).
Aguas contaminadas con plaguicidas	Se demostró la destrucción de ingredientes activos de plaguicidas y formulaciones comerciales en soluciones acuosas (Huston y Pignatello, 1999).
Aguas de la industria textil	Se demostró que el método es eficaz para la degradación de colorantes (Shyn-Fang Kang, 1997).
Aldehídos (solución sintética)	Los aldehídos al ser fuertes agentes reductores, pueden introducirse para incrementar la eficiencia mediante el intercambio y disposición de hierro como Fe (II) (Isak <i>et al.</i> , 1996)

Otras aplicaciones del método se presentan a continuación en la tabla 2.3

Tabla 2.3 Aplicación del método de Fenton en distintos tipos de aguas residuales.

Tipo de Oxidación	Tipo de Agua	Comentarios	Referencia
Catalítica.	Agua residual.	<p>Se realizó una desinfección fotocatalítica y se llegó a las siguientes conclusiones:</p> <p>1ª. La desactivación fotocatalítica de coliformes totales y estreptococos fecales, en aguas residuales urbanas, fue realizada mediante UV y luz solar, con y sin TiO₂ a diferentes pH.</p> <p>(a) La velocidad de desinfección es similar a la que han obtenido otros autores.</p> <p>(b) A diferencia de otros autores, la presencia de TiO₂ no varía significativamente la velocidad de desinfección</p> <p>(c) Los resultados en la desinfección (efecto del TiO₂, velocidad de desinfección, fuente de radiación, etc.) de estreptococos, son similares a los de coliformes</p> <p>2ª. Después del tratamiento de desinfección se observa la regeneración de los coliformes totales, aumentando las UFC a lo largo del tiempo. Este aumento es más pronunciado en muestras aireadas.</p> <p>3ª. La desinfección fotocatalítica es posible, pero queda restringida a pequeños volúmenes de agua con baja carga contaminante, debido a largos periodos de irradiación requeridos y al proceso de regeneración bacteriana.</p> <p>4ª. El dopado (platinizado) del TiO₂ aumenta su eficiencia fotocatalítica, mejorando la eliminación de contaminación orgánica del agua residual.</p>	Herrera <i>et al.</i> , 2000.
Avanzada.	Preparada con surfactantes aniónicos: ABS y LAS	<p>Se encontró que las condiciones óptimas de operación del proceso de oxidación con Fenton en el agua son: pH de 3, 90 mg/L de sulfato ferroso y 60 mg/L de peróxido de hidrógeno dando 50 minutos de tratamiento para remover el 95% de los surfactantes. La relación Fe²⁺/H₂O₂ fue mayor a 1.</p> <p>Se encontró un modelo cinético de primer orden donde se concluye que la oxidación de Fenton es más dependiente de la concentración de sulfato ferroso que del peróxido de hidrógeno.</p> <p>La coagulación química era altamente benéfica removiendo pequeños flóculos generados durante la oxidación de Fenton, resultando en un tiempo mucho más corto de sedimentación de los flóculos. La concentración disuelta de hierro en un agua residual tratada asociada con la adición del sulfato ferroso en el proceso de Fenton podría ser reducida significativamente de 5 hasta 2 mg/L.</p>	Sheng <i>et al.</i> , 1999.

UFC = Unidades formadoras de coliformes

Tabla 2.3 Aplicación del método de Fenton en distintos tipos de aguas residuales (continuación).

Tipo de Oxidación	Tipo de Agua	Comentarios	Referencia
Avanzada	Agua residual de una planta de craqueo de naftas con H ₂ S, fenoles y aceites.	<p>Más del 90% del H₂S fue neutralizado y la corriente del gas de venteo podía ser recuperada en una planta de azufre. El pH óptimo de la reacción de Fenton fue alrededor de 2, y el paso de oxidación en este proceso podía mantener el pH de 1.8-2.4 sin necesidad de un sistema de control del mismo. El catalizador de hierro podría ser reciclado sin afectar la efectividad del tratamiento previniendo contaminación secundaria.</p> <p>La remoción total de COD estuvo por encima del 99.5% y el COD del efluente podría ser menor de 100 mg/L bajo las siguientes condiciones: tiempo de reacción 50 min., temperatura de 90° C, Fe²⁺ = 100 mg/L y una relación estequiométrica de H₂O₂/COD = 1.1. El valor es mejor que el valor aproximado de 800 mg/L obtenido por oxidación con aire húmedo (WAO). El proceso puede ser operado a una temperatura menor de 90° C y presión ambiental. El costo es menor que el de proceso WAO el cual opera normalmente a 200° C y 28 bar. Además, el proceso ofrece una mejor seguridad de operación.</p>	Shih-Hsiung <i>et al.</i> , 2001
Avanzada	Agua residual de la industria tabacalera	<p>Se lograron grandes mejoras en los tratamientos biológicos mediante el uso de un pretratamiento químico de las aguas residuales de la industria tabacalera. Desde el punto de vista económico, eficiencia del proceso y producción de lodos el coagulante más adecuado fue el FeCl₃. Debe notarse que después del pretratamiento se obtuvieron altas eficiencias en el tratamiento biológico considerando las bajas velocidades de flujo de la fábrica de cigarros un sistema batch para el pretratamiento químico se prefiere sobre un sistema continuo. Se debe colocar un tanque homogeneizador para aguas residuales con características variables y el tratamiento biológico debe ser con un sistema de aireación ampliado mientras sustancias tóxicas puedan inhibir la actividad biológica durante un tiempo corto de retención.</p>	Bozarslane <i>et al.</i> , 1997
Avanzada	Efluente de aguas residuales de una industria Textil	<p>El sistema de tratamiento consistió en un tratamiento de Fenton, coagulación química e intercambio de iones. Se encontró que el proceso Fenton y la coagulación química redujeron efectivamente el color, turbiedad y concentración de carbón orgánico disuelto (COD) del efluente del agua residual, mientras que el intercambio iónico fue capaz de reducir en mucho la concentración de COD, conductividad, concentración de iones hierro, sólidos suspendidos (SS) y dureza total de los estándares de reciclaje.</p> <p>En el proceso de Fenton, una relación en peso de 3:4 de FeSO₄/ H₂O₂ fue encontrada para una muy buena reducción de COD y color. . Un gran número de flocúlos pequeños fue generado en el proceso de Fenton el cual podría causar un problema de sedimentación. Este problema fue efectivamente resuelto con coagulación química usando 50 mg/L cloruro de polialuminio (PAC) y 1mg/L de polímero. Para elevar la calidad el agua hasta el patrón estándar de reciclaje fue necesario el uso de intercambio iónico utilizando resinas catiónicas y aniónicas.</p>	Sheng <i>et al.</i> , 1997

2.5 Sedimentación

Una de las unidades de procesos más comunes en los tratamientos de agua residual es la sedimentación. También conocido como clarificación. La sedimentación es generalmente definida como la separación sólido-líquido con la utilización de sedimentación gravitatoria para remover sólidos suspendidos (Reynolds y Richards, 1996).

La sedimentación puede ser clasificada en los siguientes tipos:

1. Sedimentación libre. Se le llama así a la sedimentación en forma discreta de las partículas no floculantes en una suspensión diluida, esto es que las partículas sedimentan como unidades separadas a una velocidad constante y no hay aparentemente floculación o interacción entre partículas. Ejemplos de este tipo de sedimentación son la sedimentación natural de aguas superficiales y sedimentación de arena en cámaras de arenisca. En general la aplicación de este tipo de sedimentación se presenta durante la presedimentación para la remoción de arena antes de la coagulación en plantas de agua potable o en sedimentación de partículas de arena durante la limpieza de filtros de arena y cámaras de arenisca.
2. Sedimentación de partículas flotantes en una suspensión diluida. Este tipo de sedimentación tiene una mayor velocidad en el asentamiento de las partículas, las cuales tienen un incremento en su tamaño debido a que la etapa de la floculación se lleva a cabo durante la sedimentación. Entre las sedimentaciones de este tipo se encuentran las sedimentaciones primarias de agua residual y de agua residual coagulada químicamente.
3. Sedimentación obstruida o de zona. La sedimentación de una concentración intermedia de partículas que están muy cercanas entre sí y las fuerzas interparticulares destruyen la sedimentación de partículas vecinas, por ejemplo la sedimentación en fondos intermedios del calificador final en procesos de lodos activados.
4. Sedimentación comprimida. Se le llama así a la sedimentación de partículas que están unidas en tan alta concentración que las partículas se tocan entre sí y la sedimentación puede ocurrir sólo por compresión de la masa compactada, un ejemplo de ella es la sedimentación compacta que ocurre en fondos bajos del clarificador final del proceso de lodos activados.

Existen dos clases de procesos de sedimentación: Cámaras de arena (sedimentación plana) y tanques de sedimentación (clarificadores). Los criterios aplicados a estos procesos son el tamaño, la cantidad y la gravedad específica de los sólidos suspendidos a separar.

Las partículas que sedimentan dentro de un periodo razonable de tiempo pueden ser removidas en un tanque de sedimentación. Estos tanques de sedimentación suelen estar contruidos con concreto reforzado y pueden ser circulares, cuadrangulares o rectangulares e independientemente del tipo de tanque pueden tener un flujo de tipo radial o de tipo ascendente.

Algunas de las consideraciones para realizar el diseño de un sedimentador son la naturaleza del agua cruda y de las partículas suspendidas, el establecimiento de la velocidad de las partículas suspendidas a remover, el tipo y las configuraciones generales de los tanques de sedimentación, diseño de las salidas y entradas del tanque, entre otros. Se debe enfatizar que la eficiencia en el proceso de sedimentación está enormemente influenciado por las condiciones del agua cruda.

Los usos que tiene la sedimentación en los tratamientos de agua residual son:

- Remoción de arena y sedimento.
- Remoción de sólidos suspendidos en clarificadores primarios.
- Remoción de flóculos biológicos en clarificadores finales de lodos activados.
- Remoción de humus en clarificadores finales en filtros de escurrimiento.

2.6 Filtración

Para el tratamiento de aguas residuales la filtración se emplea con tres propósitos principales:

1. Filtrar efluentes secundarios.
2. Filtrar efluentes secundarios químicamente tratados.
3. Filtrar aguas residuales crudas o primarias tratadas químicamente.

Las principales variables que afectan el funcionamiento del filtro son la fuerza del flóculo (capacidad de contrarrestar las fuerzas cortantes) y la concentración de sólidos suspendidos. Los flóculos biológicos suelen ser más resistentes a las fuerzas de rompimiento que los flóculos químicos, particularmente de aluminio o hierro. En la filtración de efluentes secundarios no tratados, la primera acción del filtro es la remoción de superficie y como resultado suele terminar la corrida del filtro con la caída excesiva de cabeza. El deterioro de la calidad de filtrado raramente determina el final de la corrida del filtro.

Los flóculos químicos de coagulación con sales de hierro o aluminio tienden a penetrar profundamente dentro del lecho del filtro por ello la acción general del filtro es la remoción del fondo. La corrida del filtro suele terminar por el deterioro de la calidad de filtrado y el punto de fuga suele ocurrir a una cabeza relativamente baja (Tchobanoglous y Eliassen, 1970). A veces, se utiliza un polímero que puede agregarse a la alimentación del filtro para endurecer los

flóculos de aluminio o hierro antes de la filtración permitiendo con ello alcanzar las velocidades de filtración más altas y corridas más largas.

Los filtros de acuerdo a los tipos de medio utilizados, pueden ser clasificados como:

- Filtro de medio simple, éste consiste en un solo tipo de medio, usualmente arena o grava gruesa de antracita.
- Filtro de medio dual, que está formado por dos tipos de medios diferentes, comúnmente grava de antracita y arena.
- Filtro multimedio, en éste se utilizan tres tipos de medios para el filtrado, generalmente la grava de antracita, la arena y el granate.

Los filtros comúnmente utilizados en los tratamientos de agua residual son los duales o los multimedio. Los filtros simples no suelen ser utilizados por que sus corridas son cortas. Los lechos de filtro con medio dual usualmente emplean una capa de grava gruesa de antracita sobre una capa de fina arena lo cual es una técnica que sirve para incrementar el volumen de poro del filtro. Otros medios han sido también utilizados como por ejemplo el carbón activado y el granate, también pueden utilizarse intercambio iónico o pueden tener un medio con características adicionales a la remoción de partículas como en el caso del carbón activado que remueve sustancias orgánicas disueltas.

El perfil de tamaño de poro que proporciona un filtro de medio dual será mayor que el de un filtro simple. Este volumen, sin embargo no será tan extenso como el volumen total de poro por la degradación de fino a grueso dentro de cada capa. Idealmente el volumen de poro disponible debería ser el máximo en la parte superior del filtro y gradualmente disminuir al mínimo en el fondo del filtro.

Las ventajas que presentan estos filtros en relación con los filtros simples, son que las corridas de filtración son más extensas, sus velocidades de filtración son mayores, y su capacidad de filtrar aguas de turbiedad y sólidos suspendidos altos es mayor. Estas ventajas se deben al tamaño de las partículas, a las diferentes gravedades específicas y a la degradación del medio. Esto resulta en un filtro con un porcentaje mayor de volumen de poro siendo posible el almacenamiento de sólidos. Cuando se trata de un filtro de medio simple, los sólidos se almacenan en la porción superior de la cama, en cambio con un filtro de medio múltiple el volumen de poro posible se extiende al fondo dentro de la cama filtradora por la penetración de flóculo acumulado en el fondo; estos filtros son frecuentemente referidos como filtros de cama profunda.

Generalmente los filtros de gravedad son construidos con concreto armado vaciado en el sitio donde se van a utilizar. El número de filtros requerido en una planta es de dos, aunque se prefiere que existan cuatro. Cuando un filtro de

limpieza se pone en operación, la acumulación de flóculos es en las capas superiores, sin embargo, cuando el tiempo de operación aumenta la acumulación causa un incremento en la pérdida de cabeza hidráulica y cuando se llega a cierto valor de ésta se realiza un retrolavado para liberar nuevamente los espacios y recuperar el volumen de poro disponible.

2.7 Adsorción

Muchos residuos industriales contienen orgánicos, los cuales son recalcitrantes y difíciles o imposibles de remover por medio de procesos biológicos convencionales. Por ejemplo el ABS y varios de los orgánicos heterocíclicos. Estos materiales pueden frecuentemente ser removidos mediante la adsorción en una superficie activa sólida (Eckenfelder, 1989).

El proceso de adsorción consiste en utilizar la capacidad de un adsorbente para remover determinadas sustancias de una solución. Una superficie sólida en contacto con una solución tiende a acumular una capa superficial de moléculas de soluto por una descompensación de fuerzas superficiales.

La adsorción puede ser clasificada como (Eckenfelder, 1989) :

- I. Adsorción física: Principalmente ocasionada por las fuerzas de van der Waals y es reversible. Cuando las fuerzas moleculares de atracción entre el soluto y el adsorbente son más grandes que las fuerzas de atracción entre soluto y solvente, el soluto será adsorbido sobre de la superficie del adsorbente, un claro ejemplo es la adsorción con carbón activado.
- II. Adsorción química: La adsorción química resulta en la formación de una capa monomolecular del adsorbato en la superficie mediante fuerzas de valencia residual de las moléculas de superficie. La adsorción química es raramente utilizada en la ingeniería ambiental, debido a que ocurre una reacción química entre el sólido y el soluto adsorbido y en general esta reacción es irreversible.

El carbón activado es una adsorbente ampliamente utilizado en el tratamiento avanzado de agua residual y aguas residuales industriales para tratar compuestos orgánicos determinados, porque adsorbe una amplia variedad de compuestos orgánicos y su uso es económicamente viable. Los carbones activados constituyen una familia de materiales de origen carbonoso los cuales son tratados por procesos físicos o químicos para aumentar sus propiedades de adsorción. Los carbones activados tienen propiedades específicas dependiendo de la materia prima y del modo de activación.

En el tratamiento de aguas, el carbón activado puede desempeñar una triple función: 1) Material adsorbente, 2) como soporte biológico y 3) como reductor químico (Tien, 1994; Durán-Moreno, 1997). Las estructuras porosas que presentan estos materiales ofrecen áreas enormes para la fijación de compuestos orgánicos en sitios específicos. Así mismo, la rugosidad de la superficie representa un ambiente muy favorable para la fijación y desarrollo de microorganismos, los cuales aprovechan como substratos los compuestos orgánicos en solución y los retenidos por adsorción (Jonge *et al.*, 1996). Las propiedades de reductor químico del carbón activado se deben a la importante deslocalización electrónica en su estructura. Esta última propiedad permite la eliminación del exceso de los agentes químicos, ozono y cloro utilizados en el tratamiento de aguas. En el tratamiento de aguas potables la principal justificación de la utilización del carbón activado en esta área está basada en la importante capacidad que presenta este material para la eliminación de microcontaminantes.

El carbón activado es generalmente usado de forma granular (CAG)- en operaciones batch (por lotes), columna (lecho fijo o lecho a contracorriente), u operaciones de lecho fluidizado-, y ocasionalmente es utilizado en forma de polvo (CAP) pero como éste no es recuperado para su regeneración su aplicación es limitada al tratamiento de agua donde las cantidades de carbón utilizadas no impactan sensiblemente en los costos de operación. En algunos casos como la potabilización del agua, el CAP se utiliza ocasionalmente adicionando en los sistemas de coagulación-floculación con el fin de controlar picos de contaminación por plaguicidas u otros compuestos tóxicos.

La capacidad de adsorción del carbón para un soluto será débil dependiendo tanto del carbón como del soluto. Muchas aguas residuales son muy complejas y varían ampliamente en la adsorbancia de los compuestos presentes pues la adsorbancia se ve afectada por la estructura molecular, solubilidad, etc. (González, 2001).

En general, sustancias con el mayor peso molecular son las más fácilmente adsorbidas. Hay una rápida formación de equilibrio de concentración interfacial, seguida por una difusión lenta dentro de las partículas del carbón. La velocidad total de adsorción es controlada por la velocidad de difusión de las moléculas dentro de los poros capilares de las partículas de carbón. La velocidad varía recíprocamente con el cuadrado del diámetro de partícula, se incrementa con el aumento en la concentración del soluto, aumenta con el incremento en la temperatura y disminuye con el incremento del peso molecular del soluto. Morris y Weber (1964) encontraron que la velocidad de adsorción varía con la raíz cuadrada del tiempo de contacto con el adsorbente. La velocidad puede incrementarse con una disminución en el pH por los cambios en las cargas del carbón superficial.

2.8 Cloración

La desinfección es utilizada en el tratamiento de agua para reducir a un nivel aceptable a los patógenos (microorganismos que producen enfermedades). Tres categorías de patógenos entéricos humanos son normalmente de consecuencia: Bacterias, virus y amibas enquistadas. La desinfección propuesta debe ser capaz de destruir todas éstas.

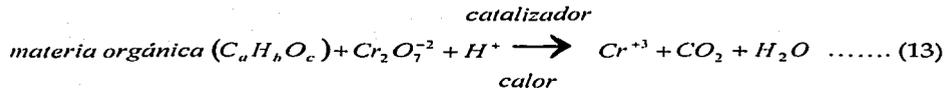
El cloro es el desinfectante más ampliamente utilizado por su efectividad a bajas concentraciones, es barato y forma un residual si se aplica una dosis suficiente. Puede aplicarse como gas o como hipoclorito, la forma de gas es la más común. La habilidad desinfectante del cloro está dada por su poder oxidante característico, el cual oxida enzimas de células microbianas que son esenciales para los procesos metabólicos de dichas células.

La desinfección con cloro involucra una serie de eventos muy complejos y está influenciada por el tipo y la extensión de las reacciones de los materiales reactivos al cloro (incluyendo al nitrógeno), la temperatura, el pH, la viabilidad de organismos de prueba y otros factores. Dichos factores complican enormemente el progreso para precisar el modo de acción del cloro en las bacterias y otros microorganismos. Está considerado que la acción bactericida del cloro es fisicoquímica, pero aún hay dudas respecto al fenómeno tales como la variación en la resistencia de las bacterias, esporas, enquistados y virus y la aparición de mutantes.

2.9 Técnicas Analíticas

2.9.1 Demanda química de Oxígeno (DQO)

El ensayo de la DQO se emplea para medir el contenido de materia orgánica tanto de las aguas naturales como de las residuales. En el ensayo, se emplea un agente químico fuertemente oxidante en medio ácido para la determinación del equivalente de oxígeno de la materia orgánica que puede oxidarse. El dicromato de potasio proporciona excelentes resultados en este sentido. El ensayo debe hacerse a elevadas temperaturas. Para facilitar la oxidación de determinados tipos de compuestos orgánicos es preciso emplear un catalizador (sulfato de plata), puesto que algunos compuestos orgánicos interfieren con el desarrollo normal del ensayo, deben tomarse medidas adecuadas para eliminarlos antes del ensayo. En el caso de emplear dicromato como agente oxidante, la reacción química principal que tiene lugar puede expresarse, de manera esquemática así:



El ensayo de la DQO también se emplea para la medición de la materia orgánica presente en aguas residuales tanto industriales como municipales que contengan compuestos tóxicos para la vida biológica. La DQO de un agua residual suele ser mayor que su correspondiente DBO (Demanda Bioquímica de Oxígeno), siendo esto debido al mayor número de compuestos cuya oxidación tiene lugar por vía química frente a los que se oxidan por vía biológica. En muchos tipos de aguas residuales es posible establecer una relación entre los valores de DBO y la DQO. Una vez establecida la correlación entre ambos parámetros, pueden emplearse las medidas de la DQO para el funcionamiento y control de las plantas de tratamiento (Metcalf y Eddy, 1996).

2.9.2 Color

Históricamente para la descripción de un agua residual, se empleaba el término de color junto con la composición y la concentración. Al desarrollarse condiciones próximas a las anaerobias, el color del agua residual cambia de gris a gris oscuro, para finalmente adquirir un color negro. Llegado este punto, suele clasificarse el agua residual como séptica. El color es debido a la formación de sulfuros metálicos por reacción del sulfuro liberado en condiciones anaerobias con metales presentes en el agua residual (Metcalf y Eddy, 1996).

Actualmente el término "color" se asocia al concepto de color puro, esto 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. El color aparente se determina en la muestra original sin ningún tratamiento previo.

El color del agua puede estar condicionado por la presencia de iones metálicos naturales (hierro y manganeso), de humus y turbas, de plancton, de restos vegetales y de residuos industriales. En algunas aguas residuales industriales muy coloreadas, el color se debe a sustancias coloidales o en suspensión.

El color es un aspecto que es tomado en cuenta en la legislación, por tal motivo es necesario eliminarlo. La escala de color más común es la de platino-cobalto (Pt-Co), siendo la unidad de color el producido por 1 mg de platino/L en forma de ion cloroplatinato (APHA, 1992).

2.9.3 Turbiedad

Como medida de las propiedades de la transmisión de luz en el agua, indica la calidad del agua en relación con la materia coloidal y residual en suspensión. La medición se lleva a cabo mediante la comparación entre la intensidad de la luz dispersada en la muestra y la registrada en una referencia en las mismas condiciones. La materia coloidal dispersa o absorbe la luz impidiendo su transmisión. Estos materiales pueden ser tanto orgánicos como inorgánicos o incluso microorganismos.

La turbiedad está ligada a los sólidos en suspensión en procesos de lodos activados (en el efluente). En agua no tratada no hay relación evidente. (Metcalf y Eddy, 1996). La turbiedad es expresada de manera usual en Unidades de Turbiedad Nefelométricas (UNT). Muchos turbidímetros comerciales disponibles para la medida de la turbiedad baja proporcionan datos comparativamente válidos sobre la intensidad de la luz dispersada en una dirección dada; predominantemente en ángulo recto a la luz incidente. Estos nefelómetros se ven escasamente afectados por las pequeñas variaciones de los parámetros de diseño y, por lo tanto, resultan especialmente útiles como instrumento estándar para medir turbiedad baja.

2.9.4 Sólidos suspendidos totales (SST)

Analíticamente se define el contenido de sólidos totales como la materia que se obtiene como residuo después de someter al agua a un proceso de evaporación entre 103 y 105° C (Metcalf y Eddy, 1996). No se define como sólida aquella materia que se pierde durante la evaporación debido a su alta presión de vapor.

Los sólidos pueden afectar negativamente a la calidad del agua o a su suministro de varias maneras. Los análisis de sólidos son importantes en el control de procesos de tratamiento biológico y físico de aguas residuales, y para evaluar el cumplimiento de las limitaciones que regulan su vertido (APHA, 1992).

Los sólidos totales, o residuo de la evaporación, pueden clasificarse en filtrables (sólidos disueltos totales) o no filtrables (sólidos en suspensión) haciendo pasar un volumen conocido de líquido por un filtro.

El tipo de soporte del filtro, el tamaño del poro, la porosidad, el área y el espesor del filtro, así como la naturaleza física y el tamaño de las partículas y la cantidad de material depositado en el filtro son los factores principales que afectan a la separación de los sólidos suspendidos de los disueltos.

2.9.5 Nitrógeno

El nitrógeno es un elemento esencial para el crecimiento de protistas y plantas, por lo cual se le conoce como nutriente o bioestimulador; es básico para la síntesis de proteínas por lo que al conocer datos sobre su presencia se puede valorar la posibilidad del tratamiento de las aguas residuales domésticas e industriales mediante procesos biológicos (si el contenido es insuficiente se requerirá adicionarlo). El contenido total de nitrógeno está compuesto por nitrógeno orgánico, amoníaco, nitrato y nitrito.

El *nitrógeno orgánico* se define funcionalmente como nitrógeno ligado orgánicamente en el estado de oxidación trinegativo. Analíticamente, el nitrógeno orgánico y el amoníaco pueden determinarse juntos y se han denominado "Nitrógeno Kjeldahl" (APHA,1992). El nitrógeno orgánico incluye productos naturales, como las proteínas y péptidos, ácidos nucleicos y urea, y numerosos materiales orgánicos sintéticos.

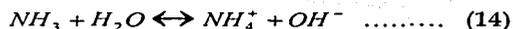
El *nitrato* se presenta generalmente como trazas en el agua de superficie pero puede alcanzar niveles elevados en las subterráneas. Se encuentra sólo en pequeñas cantidades en las aguas residuales domésticas recientes, pero en el diluyente de las plantas de tratamiento biológico nitrificante, puede encontrarse en concentraciones bastante altas. Es un nutriente esencial para muchos autótrofos fotosintéticos, y en algunos casos ha sido identificado como el determinante del crecimiento.

El *nitrito* es un estado intermedio de la oxidación del nitrógeno, tanto en la oxidación del amoníaco como en la reducción del nitrato. Esa oxidación reducción pueden ocurrir en las plantas de tratamiento de aguas residuales, sistemas de distribución de agua, debido a su uso como inhibidor de la corrosión en el agua para procesos industriales. Tanto nitrato como nitrito contribuyen a la metahemoglobinemia (enfermedad infantil, niños azules). El ácido nitroso si reacciona con aminas da lugar a las nitrosaminas que son agentes carcinógenos. (APHA, 1992)

El *amoníaco* se encuentra en 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 halladas en el agua varían desde menos de 10 µg de nitrógeno amoniacal / l en algunas aguas naturales superficiales y profundas, hasta más de 30 mg/L en algunas aguas residuales.

El contenido de *Nitrógeno Total* se conoce por el método Kjeldahl el cual consiste en hervir la muestra acuosa con el objeto de eliminar el amoníaco, para dar paso al proceso de digestión en el que el nitrógeno orgánico se convierte en amoníaco.

El nitrógeno amoniacal se encuentra en solución acuosa, bien en forma de ión amonio o como amoníaco, en función del pH de la solución de acuerdo con la siguiente ecuación de equilibrio:



A niveles de pH básicos el equilibrio se desplaza hacia el amoníaco, mientras que a pH ácido se desplaza hacia el ión amonio. (Metcalf y Eddy, 1996)

2.9.6 Fósforo

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 detritus o en los cuerpos de organismos acuáticos.

El fósforo es esencial para el crecimiento de los organismos y puede ser el nutriente limitador de la productividad primaria de un cuerpo en el agua. En los casos en que constituye un nutriente limitador del crecimiento, la descargas de aguas residuales brutas o tratadas, drenados agrícolas o ciertos residuos industriales a esa agua puede estimular el crecimiento de micro y macroorganismos acuáticos fotosintéticos en cantidades elevadas (APHA, 1992).

Cantidades pequeñas de algunos fosfatos condensados se añaden a algunos suministros de agua durante el tratamiento y se pueden añadir cantidades mayores a los mismos compuestos cuando el agua se utiliza para lavar ropa u otras limpiezas, ya que son los componentes principales de muchos preparados comerciales para la limpieza. Los fosfatos se utilizan ampliamente en el tratamiento de aguas de calderas. Los ortofosfatos como el PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , $H_2PO_4^{-1}$, H_3PO_4 incluyen moléculas con dos o más átomos de fósforo, átomos de oxígeno y en determinados casos, átomos de hidrógeno combinados en moléculas complejas; suelen ser aplicados como fertilizantes a la tierra cultivada agrícola. Los fosfatos orgánicos se forman principalmente en procesos biológicos. Son aportados a los alcantarillados por los residuos corporales y de alimentos y también se pueden formar a partir de los ortofosfatos durante los procesos de tratamiento biológicos o por recibir la carga biológica del agua. El fósforo orgánico es de poca importancia en la mayor parte de los vertidos industriales y lodos de aguas residuales domésticas.

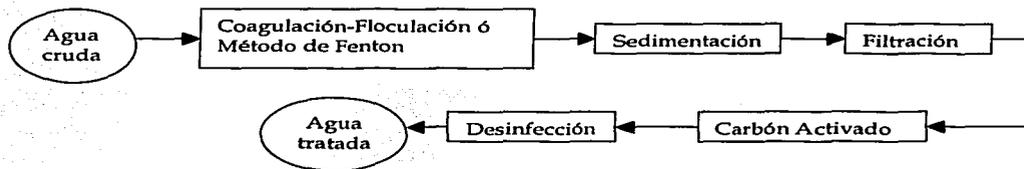
Tabla 2.4. Métodos que regulan las técnicas analíticas aplicadas para la medición de los distintos parámetros.

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

CAPÍTULO 3. METODOLOGÍA EXPERIMENTAL

El estudio experimental se realizó con dos tipos de aguas residuales que contenían una cantidad de agentes químicos de lavado, jabones y detergentes. Estas aguas residuales fueron colectadas en la P.T.A.R.C.U. y en una lavandería industrial (mantelería). Estos dos tipos de aguas fueron seleccionados con la finalidad de probar los tratamientos propuestos en los dos ámbitos donde se producen aguas residuales jabonosas, en el doméstico y en el industrial.

El tratamiento propuesto consiste de las siguientes etapas.



En este estudio no se hicieron pruebas de desinfección.

El estudio experimental se dividió en tres fases:

- a) Caracterización del agua residual. Según la concentración de los contaminantes se pueden clasificar las aguas residuales como débil, media o fuerte, de acuerdo con la tabla 3.1. Los parámetros utilizados durante la experimentación fueron la medición de materia orgánica (DQO) y de material particulado (color, turbiedad, SST).

Tabla 3.1 Composición típica del agua residual doméstica bruta (Metcalf y Eddy, 1996).

Contaminantes	Unidades	Concentración		
		Débil	Media	Fuerte
Sólidos Totales (ST)	mg/L	350	720	1200
Disueltos, totales (SDT)	mg/L	250	500	850
Fijos	mg/L	145	300	525
Volátiles	mg/L	105	200	325
Sólidos en suspensión (SS)	mg/L	100	220	350
Fijos	mg/L	20	55	75
Volátiles	mg/L	80	165	275
Sólidos Sedimentables	mL/L	5	10	20
Demanda bioquímica de oxígeno 5 días, 20 °C (DBO ₅ , 20° C)	mg/L	110	220	400
Carbono orgánico Total (COT)	mg/L	80	160	290
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg/L	250	500	1000
Nitrógeno (Total en la forma N)	mg/L	20	40	85
Orgánico	mg/L	8	15	35
Amoniaco libre	mg/L	12	25	50
Nitritos	mg/L	0	0	0
Nitratos	mg/L	0	0	0
Fósforo (Total en la forma P)	mg/L	4	8	1155
Orgánico	mg/L	1	3	5
Inorgánico	mg/L	3	5	10
Cloruros	mg/L	30	50	100
Sulfato	mg/L	20	30	50
Alcalinidad (como CaCO₃)	mg/L	50	100	200
Grasa	mg/L	50	100	150
Coliformes Totales	n°/100 mL	10 ⁶ -10 ⁷	10 ⁷ -10 ⁸	10 ⁷ -10 ⁹
Compuestos orgánicos Volátiles (COVs)	µg/L	<100	100-400	>400

- b) Determinación de la dosis óptima de reactivos de los procesos de coagulación-floculación clásica (cloruro férrico, FeCl₃), del método de Fenton (sulfato ferroso, (FeSO₄)/peróxido de hidrógeno H₂O₂) y un coagulante (Tecnofloc 4113). La mejor dosis de reactivos se seleccionó considerando las eficiencias de remoción más altas de los parámetros establecidos anteriormente.
- c) Determinar la funcionalidad de los diferentes procesos para el reciclaje del agua residual producida en una lavandería industrial y realizar el diseño conceptual de un sistema de tratamiento.

3.1 Muestras

Para el agua procedente de la Planta de Tratamiento de Agua de CU, se realizó un muestreo puntual todos los miércoles de cada semana durante 4 meses del año 2001. El agua fue colectada en la línea procedente de la colonia Copilco el Alto entre las 11 y 13 h, periodo durante el cual el agua residual proviene principalmente de operaciones de limpieza. El volumen de influente colectado fue de 7 litros. La duración del muestreo era de una hora y su análisis se realizaba en menos de 6 horas.

Cuando se utilizó el agua de la empresa de lavandería los muestreos se realizaron en el mes de mayo y en el mes de julio del mismo año. El primer muestreo fue distinto al último debido a que el agua había sido almacenada en un tinaco por lo menos tres días antes de su muestreo, esto con el fin de estudiar el peor escenario de contaminación del agua. En el segundo muestreo el efluente fue tomado directamente de la tubería que va al drenaje por lo que el agua presentaba mejores condiciones. El volumen colectado de influente fue constante. El transporte del agua desde la empresa hasta el laboratorio tenía una duración de 45 minutos.

3.2 Métodos y Materiales

Para la caracterización del agua residual se tomaron en cuenta los siguientes parámetros: DQO, SST, color, turbiedad, Nitrógeno total y Nitrógeno amoniacal. Los diagramas de flujo de las técnicas analíticas aquí presentadas se encuentran en el Anexo III. Los equipos y material utilizado durante las pruebas experimentales se muestran en el Anexo VI.

3.2.1 Prueba de jarras aplicada a los distintos métodos de tratamiento

Para la reacción de Fenton en el tratamiento del agua proveniente de la planta de tratamiento de aguas residuales de CU la dosis de reactivo y el valor de pH utilizados se basaron en la dosis óptima y pH óptimo encontrados por Aranda (2001) los cuales son 25 mg/L con una relación 1:1 peróxido de hidrógeno: sulfato ferroso y pH de 3.5. Para el agua colectada en la empresa de lavandería la dosis óptima³ del reactivo de Fenton no se había establecido previamente por lo cual se realizaron pruebas para encontrarla, pero el valor del pH sí se mantuvo constante en 3.5.

En cuanto a las dosis aplicadas de cloruro férrico y Tecnofloc 4113, se buscó la óptima tanto en el agua residual de la planta de tratamiento de CU como en la de la lavandería. Para llevar a cabo el tratamiento del agua residual, el primer paso

³ Aquella que proporciona los mejores porcentajes de remoción de los distintos parámetros medidos en el agua tratada comparados con el agua sin tratar

consistía en realizar una prueba de jarras para encontrar una dosis de los coagulantes o del reactivo de Fenton que diera los mejores porcentajes de remoción de los distintos parámetros medidos en el agua tratada comparados con el agua sin tratar (dosis óptima). En el caso particular del coagulante Cloruro Férrico, también se aplicó la prueba de jarras para encontrar el valor de pH óptimo.

El procedimiento que se siguió en la realización de la prueba de jarras fue igual para los tres métodos y se describe a continuación: Se utilizaron un máximo de 6 jarras PB-700 Jarstester 0-240 rpm con 2 velocidades en las que el agua utilizada siempre se procuró que se encontrara a temperatura ambiente (alrededor de los 20°C)⁴. El valor de pH se ajustaba al valor deseado de trabajo ya fuera con sosa o con ácido sulfúrico con la ayuda de un pHmetro Corning, modelo Check mate 90 portatil. Una vez ajustado el pH, se alimentaban las dosis de coagulante o reactivo a una velocidad de agitación de 100 rpm. Para la exactitud de la alimentación se utilizaba una micropipeta Brand Transferpette capacidad 100-1000 µL. Después de unos minutos se disminuía la velocidad de agitación a 30 rpm la cual permanecía durante los siguientes 30 minutos; una vez transcurrido este tiempo se permitía la sedimentación de los flóculos durante 30 minutos⁵ (González, 2001).

Al agua utilizada en cada una de las pruebas experimentales realizadas en el laboratorio era sometida a diferentes pruebas analíticas que permitieron su caracterización, misma que dio a conocer la efectividad que el método aplicado confería al agua tratada mediante la comparación de ésta con el agua sin tratamiento.

Para la reacción de Fenton se utilizaron los siguientes reactivos para el ajuste de pH: H₂SO₄ 1M, NaOH 1M (Hidroxido de sodio perlas bajo en carbonatos PM 40.00 Lote B25C54 por J.T.BAKER). La solución madre de FeSO₄·7H₂O se elaboraba pesando 2g del reactivo FeSO₄·7H₂O, granular [PM 278.02] J.T. Baker previamente desecado y diluyéndolo en agua destilada. Para la elaboración de la solución madre de H₂O₂ se medían 1.65mL de peróxido de hidrógeno en solución al 30% (H₂O₂) [PM 34.01.lote V21C69] y se aforaba a 50 mL con agua destilada.

En el caso de trabajar una coagulación-floculación inorgánica se preparaba una solución madre de FeCl₃ en la que dependiendo de la dosis requerida, se pesaba cierta cantidad del reactivo FeCl₃· 6H₂O (Granular, PM 270.317, J.T. Baker Analyzed Reactivo) y se aforaba a 50 mL con agua destilada. Cuando el agua era tratada mediante una coagulación-floculación orgánica, dependiendo de la dosis requerida de la solución madre de Tecnofloc 4113 se medía cierto volumen del reactivo y se aforaba a 50 mL con agua destilada.

⁴ La temperatura, sobre todo en la reacción de Fenton, es un factor de suma importancia en la cinética de la reacción.

⁵ Para el reactivo de Fenton después de transcurrido este tiempo se detenía la reacción cambiando el valor del pH (de 3.5 a 7)

3.2.2 Técnicas analíticas.

Demanda química de Oxígeno

Para realizar la prueba de la DQO en el laboratorio se utilizó el método Merck-Spectroquant. 14540 y 14541 que se describe a continuación:

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

Color

La medición del color se llevó a cabo en el colorímetro HANNA HI modelo 93727, el cual debe ser calibrado con agua destilada. Una vez calibrado el aparato se coloca la muestra dentro de la celda y se realiza la medición la cual se muestra en unidades de Pt-Co.

Turbiedad

La medición de la turbiedad se realizó en el turbidímetro portátil ORBECO-HELLIGE mod. 966 con una muestra de 20 mL colocada en una celda con tapa de rosca. La lectura daba directamente el valor de turbidez en UTN (manual del Turbidímetro portátil ORBECO-HELLIGE mod. 966).

Sólidos suspendidos totales

En primer lugar se mide el peso inicial del filtro estándar de fibra de vidrio Whatman Cal No 1820 055. 55mm de tamaño nominal de poro de 1.2 micrómetros, después se filtra un volumen conocido de muestra bien mezclada en el equipo de filtración MILIPORE ser.27060 Vol. 250 mL con un filtro de micro poro, el cual consistía en un matraz tipo Kitasato y un embudo graduado hasta 500 mL con un filtro de micro poro. Se calienta el filtro en un horno precalentado a una temperatura de 103-105° C durante una hora para que se seque y una vez transcurrido este tiempo se le coloca en un desecador durante 45 minutos hasta que

adquiera un peso constante. Finalmente se pesa el filtro con los sólidos colectados de la muestra y se calcula el valor de sólidos suspendidos totales. El cálculo para conocer el contenido de Sólidos suspendidos totales en una muestra se encuentra en el Anexo I del presente trabajo.

Nitrógeno

Nitrógeno Total kjeldahl (NTK)

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

Se deja enfriar la muestra en un intervalo de tiempo de 5 a 8 minutos evitando la formación de precipitados. Una vez trascurrido este tiempo se toman 20 mL de muestra por dilución, se enjuaga con agua destilada y se vierte en el aparato de destilación Labconco 25000 rapid destillation Unit cap. 0-9.

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

Finalmente se titula la muestra con ácido sulfúrico 0.02 N hasta que vire a lavanda pálida. Este procedimiento también se le debe aplicar a un blanco (agua destilada). (Método 4500-NH₃ E.; APHA, 1992). El cálculo para conocer el contenido de Nitrógeno Total Kjeldahl en una muestra se encuentra en el Anexo I del presente trabajo.

Nitrógeno Amoniacal (NH₃-N)

Se toman 20 mL de muestra y se vierten en el aparato de destilación Labconco 25000 rapid destillation Unit cap. 0-9. Agregar 10 mL de reactivo tiosulfato-hidróxido para destilar la muestra desde un medio alcalino. La muestra destilada se colecta a la salida del condensador del aparato en un matraz Erlenmeyer de 50 mL, el cual contiene 10 mL de solución indicadora de ácido bórico, hasta obtener un volumen de 40 mL totales de muestra. Se titula la muestra con ácido sulfúrico 0.02 N hasta que vire a lavanda pálida. (Método 4500-NH₃ E.; APHA, 1992)

El procedimiento para preparar la solución de digestión es el siguiente:

Disolver 134g de K_2SO_4 en 650 mL de agua con 200 mL de H_2SO_4 concentrado. Añadir con agitación 25 mL de solución de $HgSO_4$. Aforar a 1 L. La solución de Hidróxido-Tiosulfato se preparó diluyendo 500g de NaOH y 25 g de $Na_2S_2O_3 \cdot 5H_2O$ en agua destilada y aforando a 1L.

Para la preparación de la solución Indicadora Mixta se disolvieron 200 mg de indicador rojo de metilo en 100 mL de alcohol etílico o isopropílico del 95 por 100. Ambas soluciones se combinan; éstas deben prepararse mensualmente.

La solución Indicadora de ácido bórico se prepara disolviendo 20 g de H_3BO_3 en agua destilada exenta de amoníaco, posteriormente se añade 10 mL de solución indicadora mixta y se afora a 1L. La preparación debe ser mensual. El cálculo para conocer el contenido de Nitrógeno amoniacal en una muestra se encuentra en el Anexo I del presente trabajo.

Fósforo

La determinación del ortofosfato puede llevarse a cabo añadiendo directamente alguna sustancia que origine un complejo coloreado con el fosfato, como puede ser el caso del molibdato amónico. Antes de determinar la cantidad de polifosfatos y fosfatos orgánicos siguiendo un método parecido, es preciso convertirlos a polifosfatos, operación que se lleva a cabo con un proceso de digestión en medio ácido.

En caso de querer determinar el contenido de fósforo total el procedimiento que se sigue es el descrito a continuación:

Para la digestión de la muestra se miden 20 mL de muestra y se añaden 1 mL de ácido sulfúrico y 5 mL de ácido nítrico concentrados. La muestra se digiere hasta alcanzar un volumen de 1 mL (en una gradilla de digestión micro-Kjeldahl) y se continúa hasta que la solución se torna incolora para eliminar el ácido nítrico.

Se deja enfriar y se añaden entonces 20 mL de agua destilada, una gota de fenoftaleína (0.05 mL) e hidróxido de sodio 1 N para producir un ligero tinte rosa. La solución neutralizada se transfiere a un matraz aforado de 100 mL filtrando, si fuera necesario eliminar partículas o la turbiedad. Se debe ajustar el pH si es mayor a 10, añadiendo 1 gota de indicador de fenoftaleína a 50 mL de muestra decolorando el color rosa con ácido clorhídrico 1:1 antes de diluir a 100 mL.

Se colocan 35 mL o menos de muestra, en un matraz aforado de 50 mL. Se añaden 10 mL de reactivo vanadato-molibdato. Al cabo de 10 minutos o más, se mide la absorbancia de la muestra comparando con un blanco que se obtiene al realizar

una curva de calibración disolviendo 219.5 mg de KH_2PO_4 anhidro con agua destilada y aforando a 1L (1mL de solución corresponde a 50 μg de fosfato) (Método 4500-P C.; APHA, 1992).

Para la digestión de la muestra se utiliza también un equipo digestor Labconco, $0^\circ\text{C} - 500^\circ\text{C}$ con 4 tubos labconco con tapas móviles. Las mediciones de absorbancia se efectúan en el Spectroquant MERCK mod. NOVA 60. (Intervalo de desviación del valor medido máx 1.0 mg/L N)

Se utilizan diversos reactivos como hidróxido de sodio 1N, ácido clorhídrico concentrado y posteriormente diluido a una relación 1:1, NaOH y ácido sulfúrico concentrado. La solución indicadora se prepara con el reactivo fenoftaleína en polvo disuelto en metanol. El reactivo vanadato-molibdato (mezcla de soluciones A y B 1:1) se prepara con Solución A: Molibdato amónico $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ y Solución B: Metavanadato de amonio, NH_4VO_3 y ácido clorhídrico concentrado.

La curva de calibración se obtiene con KH_2PO_4 anhidro. El cálculo para conocer el contenido de fósforo total en una muestra se encuentra en el Anexo I del presente trabajo.

CAPÍTULO 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Como ya se mencionó en el capítulo anterior, en el presente trabajo se utilizaron dos tipos de agua residual, a una se le considera agua residual doméstica bruta y procede de la descarga de agua de la zona residencial de Copilco que llega a la Planta de Tratamiento de Agua Residual de Ciudad Universitaria (P.T.A.R.C.U.); a la otra se le considera del tipo jabonoso porque procede de una empresa dedicada al lavado de mantelería para banquetes, la cual emplea una amplia variedad de productos de lavado industrial.

La finalidad de los análisis de ambos tipos de agua es en primer lugar la comparación de la eficacia que presentan los métodos aplicados en el tratamiento del agua residual y en segundo lugar, con referencias experimentales y bibliográficas plantear un diseño teórico de un tren de tratamiento para el agua procedente de una empresa de lavandería que permita su reciclaje en la etapa de prelavado de la lavandería.

Los resultados de los análisis experimentales practicados a ambos tipos de agua se presentan a continuación.

4.1 Agua procedente de P.T.A.R.C.U.

4.1.1 Caracterización del agua residual

Análisis previos del agua residual procedente de P.T.A.R.C.U. del agua pretratada con el método de Fenton y criterios recomendados para fuentes de abastecimiento de agua potable (González, 2001) se presentan a continuación.

Tabla 4.1 Caracterización del agua residual, del agua pretratada con el método de Fenton y criterios recomendados para fuentes de abastecimiento de agua potable (González, 2001)

PARÁMETRO	PLANTA DE CU	AGUA PRETRATADA (FENTON)	NOM-127 SSA1-1994 LMP	CCE (1991) VR
pH	8.34	3.62	6.5-8.5	6.5-8.5
Color, Pt-Co	170	46.5	20	10-20
Turbiedad, UTN	110	5.21	5	ND
Conductividad μ mhos/cm ²	ND	2260	ND	ND
Dureza Total (mg CaCO ₃ /L)	ND	ND	500	ND
DQOt, mg O ₂ /L	480	166	ND	ND
DBO ₅ , mgO ₂ /L	ND	ND	ND	<3-<7
SST, mg/L	ND	21.5	ND	ND
N-Amoniacal, mg/L	ND	40	0.5	0.5-1.0
Nitratos como N, mg/L	ND	ND	10	25-50
SAAM, mg/L	10	ND	0.5	0.5
Cianuros como CN ⁻ , mg/L	ND	ND	0.07	ND
Cloruros como Cl ⁻ , mg/L	ND	ND	250	200
Sulfatos como SO ₄ ²⁻ , mg/L	ND	ND	400	150-250
Coliformes Totales (NMP)	ND	0	2 UFC/100mL	50/100 mL
Coliformes Fecales (NMP)	ND	0	0	20/100 mL

LMP = Límite máximo permisible.

VR = valor recomendado.

CCE = Comunidad Económica Europea.

ND = No hay dato.

UFC = Unidades formadoras de coliformes

En general, el agua residual procedente de la descarga de agua de la zona residencial de Copilco que llega a la Planta de Tratamiento de Agua Residual de Ciudad Universitaria, suele tener una composición de contaminantes de concentración entre fuerte y media (de acuerdo con el criterio planteado por Metcalf y Eddy, 1996). Para dar una idea general de la calidad del agua, a continuación se presentan valores promedio de concentraciones de los contaminantes medidos al agua residual en el laboratorio 301 de la Facultad de Química.

Tabla 4.2 Valores promedio de los parámetros medidos en el laboratorio 301 de la Facultad de Química en el agua residual doméstica procedente de P.T.A.R.C.U.

Parámetro	Valores Promedio	Desviación estándar
Color (u. Pt-Co)	507.71	40.01
Turbiedad (UTN)	47.99	13.42
SST (mg/L)	55.22	8.11
DQOs (mgO ₂ /L)	345	137.01
N-NH ₃ (mg/L)	28.91	8.73
NTK (mg/L)	37.72	5.60
PT (mg/L)	9.15	4.75
Orto-P (mg/L)	2.85	0.00

Se presentan los valores promedio debido a que, como se mencionó en el capítulo anterior, se realizaron diversos muestreos en distintas fechas del año: se tomaron 2 muestras las dos últimas semanas de enero, 4 muestras durante el mes de febrero, 2 más las dos primeras semanas de abril y 2 últimas las dos primeras semanas de octubre de 2002; y por lo tanto la composición del agua tuvo variaciones notables como se puede apreciar con los valores de desviación estándar. La tabla anterior tiene por objetivo mostrar el orden de magnitud de los valores de los parámetros de calidad del agua, es por ello que los valores de desviación estándar son relativamente grandes comparados con el valor promedio. Las tablas y gráficas presentadas en las secciones siguientes contienen los valores reales del agua cruda y tratada.

4.1.2 Determinación de dosis óptimas

Dosis de reactivo de Fenton

La dosis elegida para el reactivo de Fenton fue la propuesta en estudios anteriores (González, 2001) de 25 mg Fe²⁺/L con una relación molar 1:1 Peróxido de hidrógeno: Sulfato ferroso.

Los resultados obtenidos del primer muestreo realizado en enero del 2002 son los siguientes:

Tabla 4.3 Valores de los parámetros medidos y su porcentaje de remoción con reactivo de Fenton

Parámetro	0 mg/L	25 mg/L	% Remoción
Color (u. Pt-Co)	540.0	95.0	82.4
Turbiedad (UTN)	45.7	3.2	93.1
N-NH ₃ (mg/L)	42.7	27.3	36.1
NTK (mg/L)	43.4	39.9	8.1
DQOs (mg O ₂ /L)	434	194	55.3
DBO ₅ (mg O ₂ /L)	201.8	136.5	32.3
DBO ₅ /DQOs	0.46	0.7	

De los resultados obtenidos en esta primera prueba se observa que en el agua tratada con la reacción de Fenton hay una buena remoción de color, turbiedad, nitrógeno amoniacal y total del agua residual y que los valores de DQOs y DBO₅ reducen su concentración de media a débil incrementando 1.5 veces la relación entre ambos, lo cual indica la capacidad de la reacción para incrementar la biodegradabilidad del agua tratada.

Una segunda prueba permitió confirmar los resultados anteriores observándose una mejor remoción de las dos formas de nitrógeno medidas. Los valores de DQOs y DBO₅ reducen su concentración de fuerte a media y la relación entre ambos aumento casi 2 veces al aplicar el método. A diferencia de la primer prueba se realizó el análisis del contenido de sólidos suspendidos totales observándose que se tiene una remoción de 73.6 %.

Tabla 4.4 Valores de los parámetros medidos y su porcentaje de remoción con reactivo de Fenton

Parámetro	0 mg/L	25 mg/L	% Remoción
Color (u. Pt-Co)	550.0	110.0	80.0
Turbiedad (UTN)	82.9	5.3	93.6
N-NH ₃ (mg/L)	36.4	17.5	51.9
NTK (mg/L)	45.5	33.6	26.2
SST (mg/L)	53.0	14.0	73.6
DQOs (mg O ₂ /L)	669	255	61.9
DBO ₅ (mg O ₂ /L)	244.5	178.5	27.0
DBO ₅ /DQOs	0.37	0.7	

Otros ensayos realizados al agua procedente de 8 muestreos distintos: 4 muestras se tomaron durante el mes de febrero, otras 2 las primeras dos semanas de abril y las últimas 2 muestras se tomaron durante las dos primeras semanas del mes de octubre de 2002. Como se puede observar, las pruebas aplicadas dieron resultados diversos de material particulado (color, turbiedad y SST) y de DQOs

comprobandose la eficacia de la reacción en el tratamiento del agua. A continuación se muestra un análisis estadístico de dichos resultados:

Tabla 4.5 Análisis estadístico de los valores de los parámetros medidos y su porcentaje de remoción mínimo y máximo con reactivo de Fenton para ocho muestreos.

Parámetro	Agua Cruda		25 mg Fe ²⁺ /L		% Remoción	
	Valor Promedio	Desviación Estándar	Valor Promedio	Desviación Estándar	Mínimo	Máximo
Color (u. Pt-Co)	501.7	40.6	181.3	124.0	28.4	87.3
Turbiedad (UTN)	40.6	5.1	11.5	10.0	35.9	86.3
SST (mg/L)	52.7	9.9	16.7	7.3	52.5	78.4
DQOs (mg O ₂ /L)	345.5	103.8	186.7	100.0	22.5	67.0

Es importante mencionar que, a diferencia de las primeras seis muestras el agua residual cruda presentaba una concentración de contaminantes fuerte mientras que en las dos muestras finales los contaminantes en el agua sin tratar están dentro de la categoría media, por lo cual algunos valores de desviación estándar resultan ser muy grandes.

Dosis de Cloruro Férrico

A continuación se presentan los resultados obtenidos con la utilización del coagulante cloruro férrico en el agua residual doméstica bruta de concentración media; éste fue aplicado sin variar el valor del pH del agua, el cual fluctuaba entre 7 y 8. Se realizaron tres muestreos: Uno en la segunda semana del mes de abril y dos en las primeras dos semanas del mes de octubre.

En el primer muestreo se realizaron pruebas para conocer el valor del color, la turbiedad y los sólidos suspendidos totales del agua tratada para cada una de las dosis aplicadas (10, 25, 50, 100, 150 y 200 mg Fe³⁺/L) decidiéndose aplicar la prueba de Demanda Química de Oxígeno a aquellas cuyos valores mostraran un porcentaje de remoción mayor. De estas dosis la que resultó óptima fue 50 mg Fe³⁺/L. Los resultados se presentan a continuación:

Tabla 4.6 Valores de los parámetros medidos con distintas dosis de FeCl₃.

Parámetro	Agua Cruda	10 mg/L	25 mg/L	50 mg/L	100 mg/L	150 mg/L	200 mg/L
Color (u. Pt-Co)	425.0	405.0	450.0	0.0	550.0	550.0	550.0
Turbiedad (UTN)	47.6	41.6	37.9	2.2	118.7	61.2	71.6
SST (mg/L)	32.0	69.0	3.5	173.5	81.5	69.5	57.5
DQOs (mg O ₂ /L)	347	285	723	278	179	ND	ND

ND = No hay dato.

Tabla 4.7 Porcentajes de remoción de los parámetros medidos con distintas dosis de FeCl₃.

Parámetro	10 mg/L	25 mg/L	50 mg/L	100 mg/L	150 mg/L	200 mg/L
Color	4.7	0.0		0.0	0.0	0.0
Turbiedad	12.7	20.5		0.0	0.0	0.0
SST	0.0	89.1		0.0	0.0	0.0
DQOs	17.8	0.0		48.6	ND	ND

ND = No hay dato.

A excepción de los sólidos suspendidos totales, se pudo comprobar que el coagulante inorgánico es capaz de reducir el material particulado casi en su totalidad.

En los muestreos finales (realizados en el mes de octubre) aplicando la dosis óptima encontrada, se pudo observar que, en un primer ensayo la remoción del material particulado se redujo 3 veces en el caso del color y 2 veces en el caso de la turbiedad no observándose remoción en sólidos suspendidos totales; un segundo ensayo mostró que la turbiedad tiene una remoción mayor pero los resultados de color y sólidos suspendidos no son muy alentadores.

El valor de la DQOs se reduce en un mayor porcentaje en el segundo ensayo, ya que en el primero la remoción resultó similar a la obtenida en la prueba de dosis óptima de coagulante. Por todas estas variaciones no se puede pensar en el cloruro férrico como una opción viable en el tratamiento efectivo del agua residual doméstica bruta.

Tabla 4.8 Valores y porcentajes de remoción de los parámetros medidos al agua tratada con FeCl₃ en el primer muestreo del mes de octubre.

Parámetro	Agua Cruda	50 mg Fe³⁺/L	% Remoción
Color (u. Pt-Co)	485.0	322.5	33.5
Turbiedad (UTN)	44.8	22.8	49.1
SST (mg/L)	63.5	94.1	0.0
DQOs (mg O ₂ /L)	207	179	13.7

Tabla 4.9 Valores y porcentajes de remoción de los parámetros medidos al agua tratada con FeCl₃ en el segundo muestreo del mes de octubre.

Parámetro	Agua Cruda	50 mg Fe³⁺/L	% Remoción
Color (u. Pt-Co)	525.0	305.0	41.9
Turbiedad (UTN)	44.4	7.0	84.2
SST (mg/L)	50.5	49.0	3.0
DQOs (mg O ₂ /L)	267	111	58.4

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

Dosis de Tecnofloc 4113.

Para conocer la dosis óptima aplicable al agua residual con concentraciones de contaminantes media procedente de P.T.A.R.C.U. se aplicaron dosis de 50, 75, 100, 125 y 150 mg de coagulante por litro de agua a tratar. Los resultados se presentan a continuación:

Tabla 4.10 Valores de los parámetros medidos con distintas dosis de Tecnofloc 4113.

Parámetro	Agua Cruda	50 mg/L	75 mg/L	100 mg/L	125 mg/L	150 mg/L
Color (u. Pt-Co)	550.0	456.0	445.0	105.0	220.0	260.0
Turbiedad (UTN)	66.1	31.3	30.2	1.5	13.4	15.4
SST (mg/L)	66.2	31.3	103.8	11.0	19.4	25.0
DQOs (mg O ₂ /L)	362	253	223	173	246	267

Tabla 4.11 Porcentajes de remoción de los parámetros medidos con distintas dosis de Tecnofloc 4113.

Parámetro	50 mg/L	75 mg/L	125 mg/L	150 mg/L
Color	17.1	19.1	60.0	52.7
Turbiedad	52.6	54.3	79.7	76.7
SST	52.8	0.0	70.8	62.3
DQOs	30.1	38.4	32.0	26.2

Los porcentajes de remoción demuestran que la dosis de 100 mg de coagulante por litro de agua a tratar es la óptima. Se tiene una muy buena remoción de DQOs que rebasa el 50% y en general los parámetros medidos ofrecen una buena remoción. Para constatar estos resultados se aplicó esta misma dosis a dos muestras de agua cruda de mejores características.

Tabla 4.12 Valores y porcentajes de remoción de los parámetros medidos al agua tratada con Tecnofloc 4113 de la primera muestra.

Parámetro	Agua Cruda	100mg/L	% Remoción
Color (u. Pt-Co)	485.0	0.0	100.0
Turbiedad (UTN)	44.8	1.8	96.0
SST (mg/L)	63.5	47.3	25.6
DQOs (mg O ₂ /L)	207	153	26.3

Tabla 4.13 Valores y porcentajes de remoción de los parámetros medidos al agua tratada con Tecnofloc 4113 de la segunda muestra.

Parámetro	Agua cruda	100 mg/L	% Remoción
Color (u. Pt-Co)	525.0	260.0	50.5
Turbiedad (UTN)	44.4	18.9	57.3
SST (mg/L)	50.5	11.0	78.2
DQOs (mg O ₂ /L)	267	115	57.0

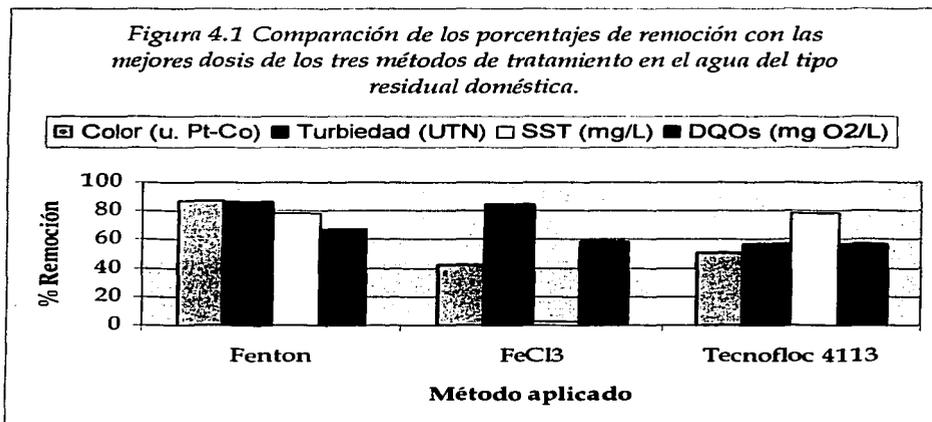
**TESIS CON
PALA DE ORIGEN**

Los porcentajes de remoción con agua de mejores condiciones son, exceptuando la prueba de DQOs, altos pero a medida que las condiciones empeoran (segunda muestra) el coagulante no muestra eficacia en su capacidad de remoción del material particulado.

Finalmente se pueden comparar los porcentajes de remoción de los tres métodos aplicados con sus dosis óptimas concluyendo que el mejor método para el tratamiento del agua residual de P.T.A.R.C.U. es el reactivo de Fenton.

Tabla 4.14 Comparación de los porcentajes de remoción con las mejores dosis de los tres métodos de tratamiento en el agua del tipo residual doméstica.

Parámetro	Fenton	FeCl ₃	Tecnofloc 4113
Color (u. Pt-Co)	87.3	41.9	50.5
Turbiedad (UTN)	93.6	84.2	57.3
SST (mg/L)	78.4	3.0	78.2
DQOs (mg O ₂ /L)	67.0	58.4	57.0



FALLA DE ORIGEN

4.1.3 Comparación de parámetros deseados en el agua

De acuerdo con la tabla de valores de calidad deseados en el agua tratada presentada en el capítulo 1, el método de tratamiento para el agua residual del tipo doméstica bruta procedente de P.T.A.R.C.U. es el reactivo de Fenton con una dosis de 25 mg Fe²⁺/L con una relación molar 1:1 peróxido de hidrógeno: sulfato ferroso. La siguiente tabla muestra una comparación de los valores mínimos obtenidos en cada método y los valores deseados en el agua.

Tabla 4.15 Comparación de los valores mínimos obtenidos en cada método y los valores en el agua potable.

Parámetro	Valor deseado	Fenton	FeCl₃	Tecnofloc 4113
Color (u. Pt-Co)	< 20	65.0	305	260.0
Turbiedad (UTN)	< 5	3.2	7.0	18.9
Sólidos suspendidos totales (mg/L)	< 30	9.5	49.0	11.0
DQOs (mg O ₂ /L)	< 100	104	111	115

Análisis adicionales del contenido de nitrógeno total Kjeldahl, nitrógeno amoniacal, fósforo total y ortofosfatos de este tipo de agua residual se presentan en el Anexo V del presente trabajo.

4.2 Agua procedente de la empresa de lavandería

4.2.1 Caracterización del agua residual

Un análisis realizado por el Departamento de Control Analítico de la Facultad de Química de la UNAM, presentó los resultados siguientes:

Tabla 4.16 Valores de los parámetros medidos en el agua residual procedente de la industria de lavandería por el Departamento de Control Analítico de la Facultad de Química de la UNAM.

Parámetro	Valor
pH	5.8
DBO ₅ (mg O ₂ /L)	50
DQO (mg O ₂ /L)	1291
SST (mg/L)	208
SSV (mg/L)	190
SDT (mg/L)	926
SAAM* (mg/L)	No Detectable
N-NH ₃ (mg/L)	25
NTK (mg/L)	29
Grasas y aceites (mg/L)	26
Coliformes fecales (NMP/ 100mL)	1x10 ⁶
Color (u. Pt-Co)	550
Turbiedad (UTN)	197
Apariencia	Opaco, gris claro

*SAAM: Sustancias Activas al Azul de Metileno

Es importante mencionar que en este tipo de agua residual no se detectaron sustancias activas al azul de metileno. Esto se debió al hecho de que en la empresa de lavandería no se utilizan detergentes sino jabones contrariamente a lo que sucede en las aplicaciones de tipo doméstico.

Como punto de comparación un agua residual doméstica típica presenta valores de DQO de 200-400 mg O₂/L (Metcalf y Eddy, 1996). Es importante remarcar que el valor de la DBO₅ del agua residual es poco representativo de la contaminación real del agua pues si dichos contaminantes no son biodegradables éstos no serán cuantificados en la prueba de DBO₅, por lo anterior siempre es recomendable considerar en su lugar la DQO.

Se realizaron dos muestreos con la finalidad de realizar todas las pruebas y comprobar la eficiencia de remoción de los parámetros medidos para cada uno de los métodos aplicados. El primer muestreo fue distinto al último debido a que el agua había sido almacenada en un tinaco por lo menos tres días antes de su muestreo, esto con el fin de estudiar el peor escenario de contaminación del agua.

El agua sin tratamiento presentó una composición de contaminantes que, con base en el criterio planteado por Metcalf y Eddy, fue la de un agua residual con concentración de contaminantes fuerte. El tratamiento se aplicó al agua un día después de realizado el muestreo y ésta siempre se conservó a 4° C antes de ser utilizada.

Cuando se realizó el segundo muestreo, el efluente fue tomado directamente de la tubería que va al drenaje. Ésta presentaba una composición de agua residual con concentración de contaminantes fuerte sin embargo, comparada con el agua del primer muestreo sus características eran mejores. Se hicieron pruebas de pH para la utilización del coagulante cloruro férrico (FeCl_3) y se buscaron las dosis óptimas del reactivo de Fenton y de los coagulantes FeCl_3 y Tecnofloc 4113. Los valores de los parámetros medidos al agua sin tratamiento (agua cruda) son los siguientes:

Tabla 4.17 Valores de los parámetros medidos en el laboratorio 301 de la Facultad de Química en el agua residual cruda procedente de la empresa de lavandería.

Parámetro	Primer Muestreo	Segundo Muestreo
Color (u. Pt-Co)	550	550
Turbiedad (UTN)	199	145
SST (mg/L)	191	149
DQOs (mg O_2 /L)	827	1621

Los valores representan el promedio de tres análisis realizados cada uno de ellos por duplicado.

4.2.2 Determinación de dosis óptimas

Dosis de reactivo de Fenton

Para realizar el tratamiento se utilizó un valor de pH en el agua igual a 3.5 ya que se ha demostrado en estudios previos que esto permite una generación mayor de radicales hidroxilo (González, 2001). En el primer muestreo la dosis mínima aplicada de reactivo de Fenton fue de 50 mg Fe^{2+} /L y la máxima de 500 mg Fe^{2+} /L.

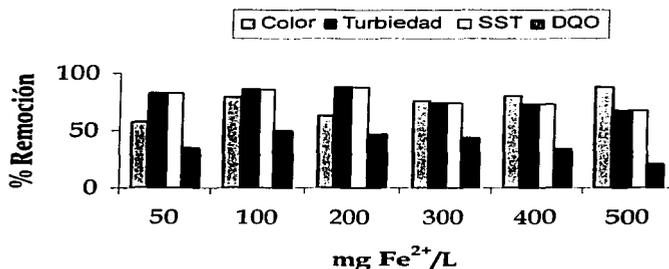
Tabla 4.18 Valores de los parámetros medidos con distintas dosis de reactivo de Fenton

Parámetro	Agua cruda	50 mg/L	100 mg/L	200 mg/L	300 mg/L	400 mg/L	500 mg/L
Color (u. Pt-Co)	550.0	235.0	115.0	205.0	130.0	110.0	65.0
Turbiedad (UTN)	199.2	33.8	29.0	24.8	52.2	53.2	65.6
SST (mg/L)	190.8	21.5	15.0	11.5	21.0	27.5	42.5
DQOs (mg O_2 /L)	827	536	414	436	464	548	653

Tabla 4.19 Porcentajes de remoción de los parámetros medidos con distintas dosis de reactivo de Fenton

Parámetro	50 mg/L	100 mg/L	200 mg/L	300 mg/L	400 mg/L	500 mg/L
Color	57	83	63	76	80	88
Turbiedad	83	88	88	74	73	67
SST	89	94	94	89	86	78
DQOs	35	47	47	44	34	21

Figura 4.2 Porcentajes de remoción de los parámetros medidos con distintas dosis de reactivo de Fenton



TESIS CON FALLA DE ORIGEN

Los resultados obtenidos indican que la mejor dosis aplicada fue igual a 100 mg Fe²⁺/L. El agua tratada se mantiene en una concentración de contaminantes fuerte y la remoción no es suficiente por lo tanto, se llega a la conclusión de que con estas características el agua no puede ser utilizada en el lavado y requiere de tratamientos adicionales.

Para verificar la observación anterior se realizaron ensayos complementarios con agua de mejores condiciones como lo es la obtenida en el segundo muestreo. Aquí se tiene que la mejor dosis de reactivo de Fenton aplicada al agua residual es igual a 50 mg Fe²⁺/L, es decir, la mitad de la anterior.

Tabla 4.20 Valores de los parámetros medidos con distintas dosis de reactivo de Fenton

Parámetro	Agua cruda	25 mg/L	50 mg/L	100 mg/L	200 mg/L
Color (u. Pt-Co)	550.0	550.0	385.0	320.0	300.0
Turbiedad (UTN)	144.9	77.3	22.0	32.2	38.6
SST (mg/L)	148.5	22.5	28.5	56.5	67.5
DQOs (mg O ₂ /L)	1620	918	845	834	928

Figura 4.3 Valores de los parámetros medidos con distintas dosis de reactivo de Fenton

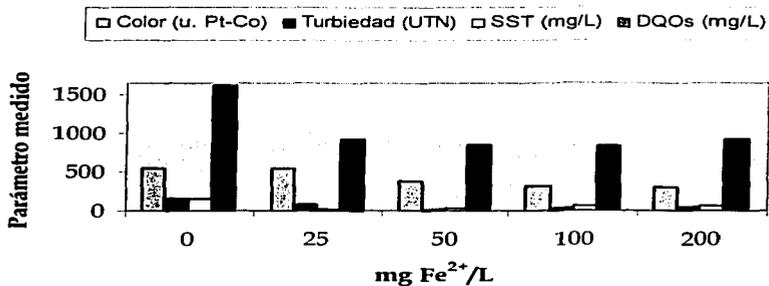
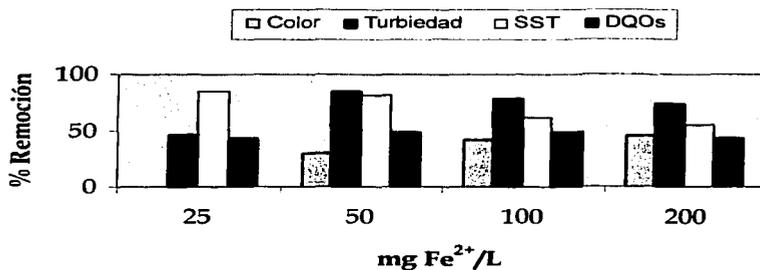


Tabla 4.21 Porcentajes de remoción de los parámetros medidos con distintas dosis de reactivo de Fenton.

Parámetro	25 mg/L	100 mg/L	200 mg/L
Color	0.0	41.8	45.5
Turbiedad	46.7	77.8	73.4
SST	84.8	62.0	54.5
DQOs	43	48	43

Figura 4.4 Porcentajes de remoción de los parámetros medidos con distintas dosis de reactivo de Fenton



TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Sin embargo, como el porcentaje de remoción en los parámetros no mejoró, se llega a la conclusión de que el método de Fenton no es viable para tratar el agua procedente de la lavandería industrial.

Dosis de Cloruro Férrico

Antes de buscar la mejor dosis del coagulante cloruro férrico se realizó una prueba con diferentes valores de pH en el agua con una dosis constante de 25 mg Fe³⁺/L buscando los mejores porcentajes de remoción que el coagulante tuviera sobre los contaminantes medidos en el agua residual. Se tomaron valores de pH desde 3.5 (como el de la reacción de Fenton), hasta 8. Los resultados obtenidos fueron los siguientes:

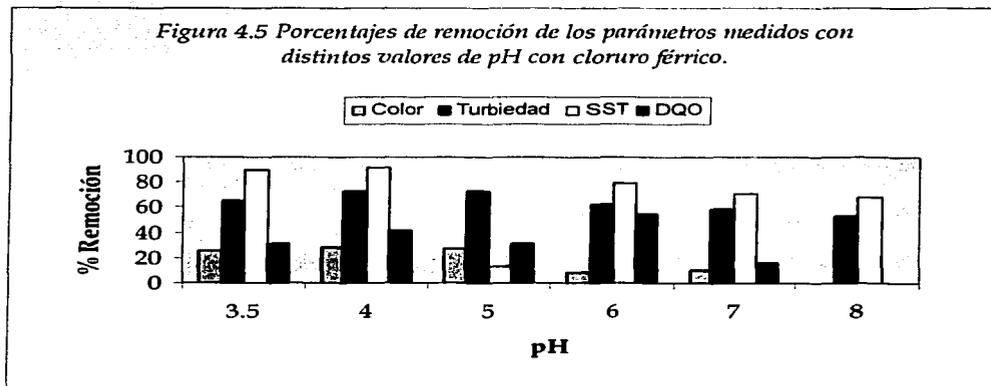
Tabla 4.22 Valores de los parámetros medidos con distintos valores de pH con cloruro férrico.

pH	Agua cruda	3.5	4	5	6	7	8
Color (u. Pt-Co)	550.0	407.5	395.0	397.5	502.5	495.0	550.0
Turbiedad (UTN)	135.7	47.8	36.7	37.4	51.6	56.2	64.6
SST (mg/L)	126.0	13.3	10.3	109.3	25.7	37.0	40.0
DQOs (mg O ₂ /L)	2115	1453	1242	1449	958	1772	2176

Tabla 4.23 Porcentajes de remoción de los parámetros medidos con distintos valores de pH con cloruro férrico.

pH	3.5	4	5	6	7	8
Color	25.9		27.7	8.6	10.0	0.0
Turbiedad	64.8		72.5	62.0	58.6	52.4
SST	89.4		13.2	79.6	70.6	68.3
DQOs	31		31	55	16	0

Figura 4.5 Porcentajes de remoción de los parámetros medidos con distintos valores de pH con cloruro férrico.



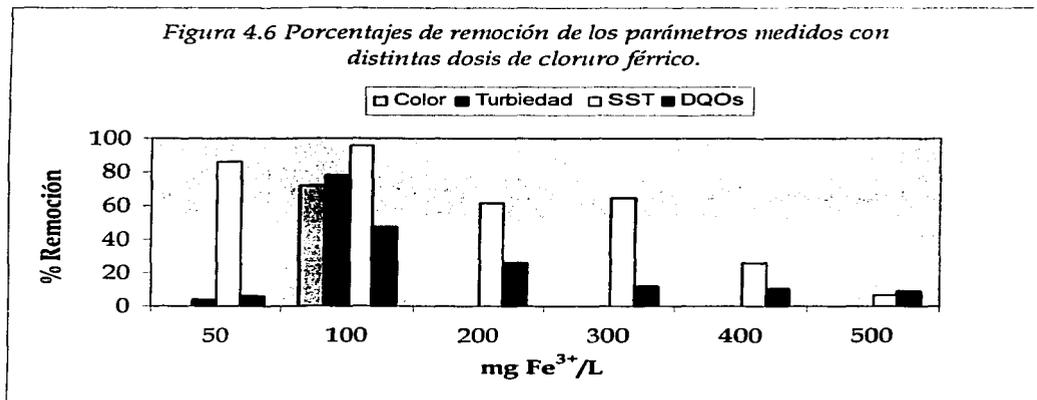
TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

El valor de pH óptimo encontrado en esta prueba fue igual a 4, sin embargo se decidió trabajar al pH que tenía el agua (entre 6 y 7) por dos razones: porque no existen cambios dramáticos si el pH del agua se conserva, por el aspecto práctico de no utilizar ácido para bajar el valor de pH ya que la empresa de lavandería no cuenta con personal capacitado.

A continuación se presentan los resultados de las dosis de coagulante cloruro férrico aplicadas al agua obtenida en el primer muestreo. En este caso se utilizaron dosis desde 50 hasta 500 mg Fe³⁺/L.

Tabla 4.24 Valores de los parámetros medidos con distintas dosis de cloruro férrico.

mg/L	Agua cruda	50 mg/L	100 mg/L	200 mg/L	300 mg/L	400 mg/L	500 mg/L
Color (u. Pt-Co)	550.0	550.0	155.0	550.0	550.0	550.0	550.0
Turbiedad (UTN)	199.2	191.5	43.9	203.0	229.0	331.0	366.5
SST (mg/L)	190.8	27.0	8.5	74.0	67.5	141.5	177.5
DQOs (mg O ₂ /L)	827	777	434	614	728	744	756



Como se puede observar, la mejor dosis de coagulante resultó ser igual a 100 mg Fe³⁺/L con la cual se consigue reducir la concentración de contaminantes fuerte hasta una concentración media. Con el agua del segundo muestreo se utilizaron dosis desde 25 hasta 200 mg Fe³⁺/L, dado que la experiencia previa demostró que dosis mayores no tenían buenas remociones, y se encontró que la dosis óptima de cloruro férrico era igual a 50 mg Fe³⁺/L dando los siguientes resultados:

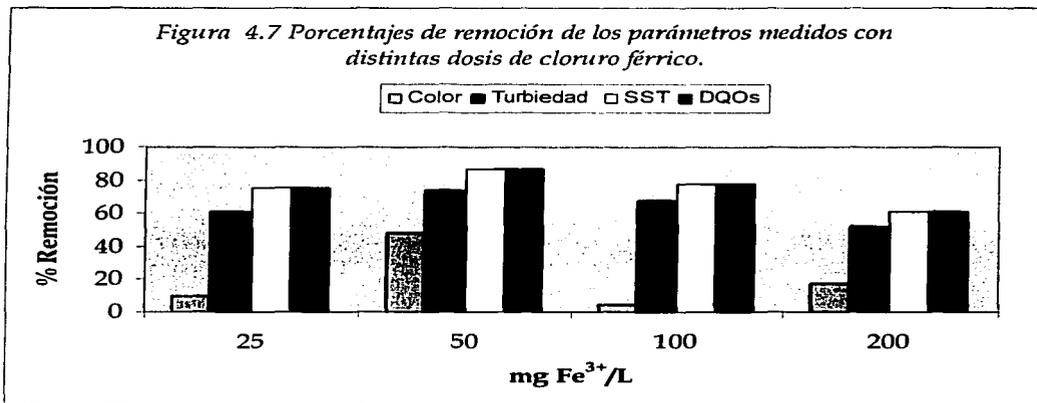
Tabla 4.25 Valores de los parámetros medidos con distintas dosis de cloruro férrico.

Parámetro	Agua cruda	25 mg/L	50 mg/L	100 mg/L	200 mg/L
Color (u. Pt-Co)	550.0	495.0	285.0	525.0	455.0
Turbiedad (UTN)	144.9	56.2	38.2	47.3	69.3
SST (mg/L)	148.5	37.0	20.5	34.0	58.5
DQOs (mg O ₂ /L)	1620	1772	926	797	1012

Tabla 4.26 Porcentajes de remoción de los parámetros medidos con distintas dosis de cloruro férrico.

Parámetro	25 mg/L	50 mg/L	100 mg/L	200 mg/L
Color	10.0		4.5	17.3
Turbiedad	61.2		67.4	52.2
SST	75.1		77.1	60.6
DQOs	0.0		50.8	37.5

Figura 4.7 Porcentajes de remoción de los parámetros medidos con distintas dosis de cloruro férrico.



Comparando los porcentajes de remoción de la dosis óptima resultante del primer muestreo (100 mg Fe³⁺/L), en el agua del segundo muestreo se observa un decaimiento en todos los valores, razón por la cual se llega a la conclusión de que el coagulante inorgánico tampoco es viable para tratar y reciclar de forma directa el agua de la lavandería.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Dosis de Tecnofloc 4113

Las dosis de producto recomendadas por el proveedor son desde 0.5 hasta 5 mg de polímero Tecnofloc 4113 por litro de agua a tratar. Se realizaron pruebas con estas concentraciones al agua obtenida en el segundo muestreo y los resultados obtenidos fueron los siguientes:

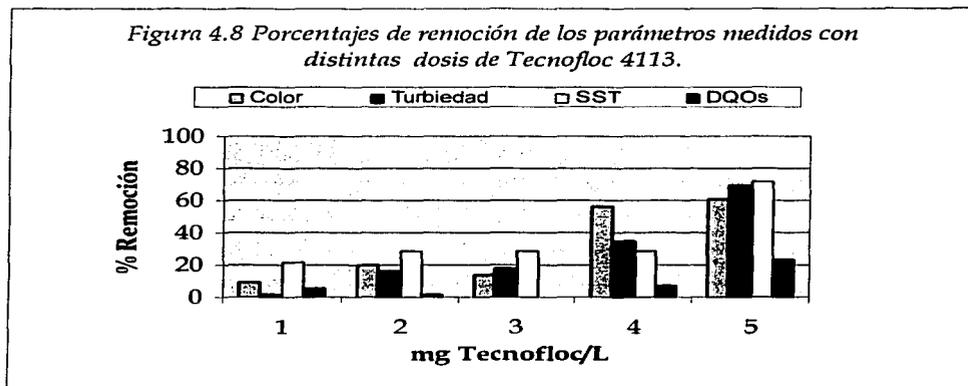
Tabla 4.27 Valores de los parámetros medidos con distintas dosis de Tecnofloc 4113.

Parámetro	Agua Cruda	1 mg/L	2 mg/L	3 mg/L	4 mg/L	5 mg/L
Color (u. Pt-Co)	480.0	435.0	385.0	415.0	210.0	190.0
Turbiedad (UTN)	46.1	45.5	38.8	38.1	30.3	14.1
SST (mg/L)	56.0	44.0	40.0	40.0	40.0	16.0
DQOs (mg O ₂ /L)	648	612	636	663	602	497

Tabla 4.28 Porcentajes de remoción de los parámetros medidos con distintas dosis de Tecnofloc 4113.

Parámetro	1 mg/L	2 mg/L	3 mg/L	4 mg/L	5 mg/L
Color	9.4	19.8	13.5	56.3	60.4
Turbiedad	1.4	15.8	17.4	34.3	69.4
SST	21.4	28.6	28.6	28.6	71.4
DQOs	5.5	1.8	0.0	7.1	23.2

Figura 4.8 Porcentajes de remoción de los parámetros medidos con distintas dosis de Tecnofloc 4113.



Como puede apreciarse estas dosis presentan porcentajes de remoción muy bajos y por esta razón se realizaron dos ensayos más aplicando una dosis mayor de polímero al agua cruda. Los resultados se presentan a continuación:

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Tabla 4.29 Valores de los parámetros medidos con distintas dosis de Tecnofloc 4113.

Parámetro	Agua Cruda	10 mg/L	15 mg/L	20 mg/L	25 mg/L	30 mg/L	35 mg/L
Color (u. Pt-Co)	480.0	460.0	380.0	370.0	290.0	220.0	135.0
Turbiedad (UTN)	130.0	105.5	102.2	119.4	123.5	130.8	138.0
SST (mg/L)	15.0	10.0	11.0	10.0	9.0	8.0	12.0
DQOs (mg O ₂ /L)	677	232	523	581	612	590	622

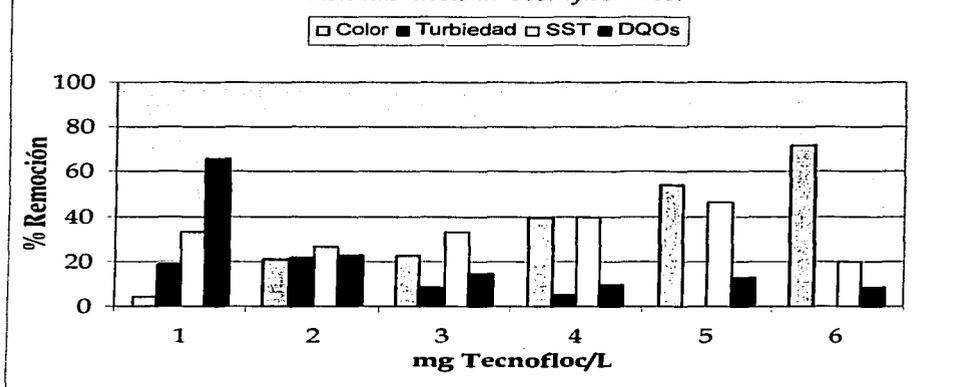
Tabla 4.30 Porcentajes de remoción de los parámetros medidos con distintas dosis de Tecnofloc 4113.

Parámetro	10 mg/L	15 mg/L	20 mg/L	25 mg/L	30 mg/L	35 mg/L
Color	4.2	20.8	22.9	39.6	54.2	71.9
Turbiedad	18.8	21.4	8.2	5.0	0.0	0.0
SST	33.3	26.7	33.3	40.0	46.7	20.0
DQO _s	65.7	22.7	14.1	9.6	12.9	8.1

Tabla 4.31 Valores de los parámetros medidos con distintas dosis de Tecnofloc 4113.

Parámetro	Agua Cruda	52 mg/L	65 mg/L	78 mg/L	91 mg/L	104 mg/L
Color (u. Pt-Co)	480.0	450.0	230.0	190.0	130.0	80.0
Turbiedad (UTN)	129.9	54.9	31.0	21.7	7.1	4.5
SST (mg/L)	9.0	5.0	3.3	1.6	0.206	0.198
DQOs (mg O ₂ /L)	841	427	407	4608	402	347

Figura 4.9 Porcentajes de remoción de los parámetros medidos con distintas dosis de Tecnofloc 4113.

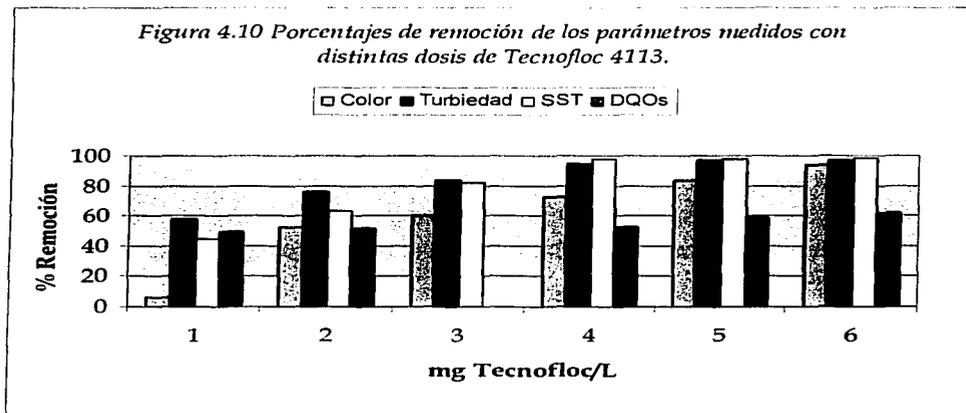


TESIS CON FALLA DE ORIGEN

Tabla 4.32 Porcentajes de remoción de los parámetros medidos con distintas dosis de Tecnofloc 4113.

Parámetro	52 mg/L	65 mg/L	78 mg/L	91 mg/L	104 mg/L	117 mg/L
Color	6.3	52.1	60.4	72.9	83.3	93.8
Turbiedad	57.7	76.1	83.3	94.6	96.6	97.0
SST	44.4	63.3	82.2	97.7	97.8	98.5
DQO _s	49.2	51.5	0.0	52.2	58.7	61.8

Figura 4.10 Porcentajes de remoción de los parámetros medidos con distintas dosis de Tecnofloc 4113.



Finalmente se encontró que 117 mg de coagulante por cada litro de agua residual a tratar es la mejor dosis aplicable por su eficacia en la remoción de los parámetros medidos y por reducir la concentración de contaminantes fuerte a media.

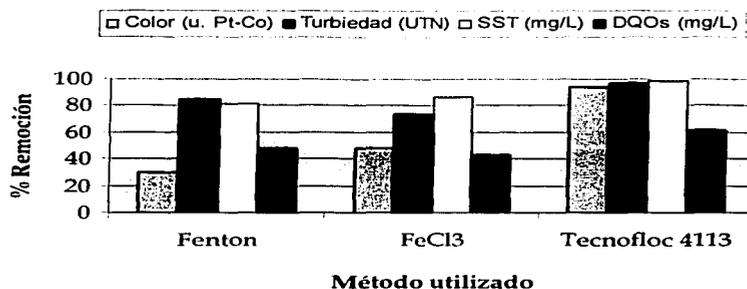
Comparando los porcentajes de remoción de algunos parámetros medidos en las dosis óptimas resultantes de los tres métodos aplicados a este tipo de agua residual (tabla 4.19) se puede concluir que la aplicación del coagulante Tecnofloc 4113 es la que presenta una mejor remoción de contaminantes. Sólo faltaría analizar si el método es viable para obtener un agua con calidad necesaria para el reciclaje.

Tabla 4.33 Comparación de los porcentajes de remoción de las mejores dosis de los tres métodos de tratamiento en el agua residual del tipo jabonoso.

Parámetro	Fenton	FeCl ₃	Tecnofloc 4113
Color (u. Pt-Co)	30.0	48.2	93.8
Turbiedad (UTN)	84.9	73.6	97.0
SST (mg/L)	80.8	86.2	98.5
DQOs (mg O ₂ /L)	48.0	42.9	61.8

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

Figura 4.11 Comparación de los porcentajes de remoción de las mejores dosis de los tres métodos de tratamiento en el agua residual del tipo jabonoso.



4.2.3 Comparación de parámetros deseados en el agua tratada

De acuerdo con la tabla de valores de calidad deseados en el agua tratada presentada en el capítulo 1, el método de tratamiento para el agua residual del tipo jabonoso procedente de la empresa de lavandería es el coagulante de polímero Tecnofloc 4113 con una dosis de 117 mg de coagulante por cada litro de agua residual a tratar. La siguiente tabla muestra una comparación de los valores mínimos obtenidos en cada método y los valores deseados en el agua.

Tabla 4.34 Comparación de los valores mínimos obtenidos en cada método y los valores en el agua potable.

Parámetro	Valor deseado	Fenton		FeCl ₃		Tecnofloc
		Primer Muestreo	Segundo Muestreo	Primer Muestreo	Segundo Muestreo	Segundo Muestreo
Color (u. Pt-Co)	< 20	115	385	155	285	30
Turbiedad (UTN)	< 5	29	22	43.9	38.2	3.9
Sólidos suspendidos totales (mg/L)	< 30	15	28.5	8.5	20.5	0.132
DQOs (mg O ₂ /L)	< 100	414	845	434	926	321

En términos de la remoción de color y turbiedad se concluye que el agente coagulante floculante que ofrece los mejores resultados es el Tecnofloc 4113. El cumplimiento de los valores límite marcados por la norma deberán cumplirse sin mayor problema con un tratamiento adicional con carbón activado.

Análisis adicionales del contenido de nitrógeno total Kjeldahl, nitrógeno amoniacal, fósforo total y ortofosfatos de este tipo de agua residual se presentan en el Anexo V del presente trabajo.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

4.3 Tren de tratamiento propuesto

El diseño teórico del tren planteado en la presente sección, está destinado al tratamiento del agua procedente de la empresa de lavandería. El agua será reutilizada en una etapa de prelavado y los lavados posteriores se realizarán con agua potable. El coagulante utilizado en el tratamiento del agua será el polímero orgánico Tecnofloc 4113. Las dimensiones de los equipos propuestos en la presente sección se basan de manera significativa en valores recomendados en la literatura (criterios de diseño). El gasto de agua que deberá tratarse para su reutilización es igual a $30 \text{ m}^3/\text{d}$ ($3.47 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$).

4.3.1 Reactor de mezclado rápido

Los parámetros básicos para definir un sistema de mezclado rápido son: El tiempo de residencia, la geometría de los reactores (largo, ancho y profundidad), el tipo y diámetro de las propelas que serán utilizadas para la agitación y finalmente la energía que será requerida por los equipos de agitación (González E., 2001). El tiempo de residencia es igual a 5 minutos (Reynolds y Richards, 1996), en aguas residuales industriales se considera un valor de 0.5 a 6 minutos (Eckenfelder, 1989).

En cuanto a la geometría, se seleccionó una configuración rectangular para facilitar la construcción del reactor. En general, se recomienda que la altura de los tanques de mezclado rápido sea de 1 a 1.25 veces el ancho del tanque. Con respecto al ancho y el largo, se recomienda que éstos sean iguales.

Para especificar las condiciones de mezclado, se debe seleccionar el gradiente de velocidad deseado y un tipo de agitador. Para el mezclado rápido los valores usuales de gradiente de velocidad (G) están comprendidos entre 700 y 1000 s^{-1} , siendo un valor común 750 s^{-1} . Entre los agitadores más comunes destacan los de tipo turbina con seis propelas.

Un parámetro característico de los agitadores es la constante del impulsor, la cual depende del régimen hidrodinámico del medio. En un mezclado rápido, el régimen es turbulento ($Re > 10,000$) y la constante del impulsor en régimen turbulento (K_T) para una turbina con seis propelas es igual a 5.75 (Tabla 4.1, Reynolds y Richards, 1996).

El número de revoluciones por minuto con un flujo turbulento está comprendido entre 10 y 150 rpm. El diámetro de propela D_i debe equivaler del 30 al 50% del ancho del tanque (Reynolds y Richards, 1996).

4.3.2 Equipo floculador (mezclado lento)

Con base en las recomendaciones de la literatura, se seleccionó un equipo floculador de tipo rectangular horizontal de flujo cruzado con tres compartimentos, cada uno de ellos contando con cuatro agitadores de propela. Estos agitadores son preferidos a los de turbina y de otros diseños debido a que garantizan un buen mezclado en los tanques sin romper de manera significativa los flóculos formados (Reynolds y Richards, 1996).

El diseño de estos equipos está basado en la correcta especificación de la geometría del tanque y de los agitadores de propela para cumplir con las siguientes recomendaciones heurísticas:

- El valor del producto GT debe estar comprendido entre 10,000 y 100,000.
- El área total de las propelas no debe excederse del 15 al 20 % del área transversal del floculador.
- La velocidad de rotación periférica de la propela con respecto al agua debe ser inferior a 1 m/s.

Generalmente, para estos equipos se recomienda que se utilicen al menos tres compartimentos iguales, cada uno de ellos con un valor de G diferente, en orden decreciente. Se debe seleccionar un tiempo de residencia que se encuentre entre los 20 y los 30 minutos con la velocidad de flujo máxima (Kawamura, 2000). También se elige el valor del gradiente de velocidad, G, en cada uno de los compartimentos; el valor para G se recomienda que se encuentre en el intervalo de 20 a 75 s⁻¹, y se sugiere que equivalga a 50, 20 y 10 s⁻¹ en el correspondiente compartimiento (Reynolds y Richards, 1996).

El valor promedio del gradiente de velocidad en los compartimentos se utiliza para calcular el valor del factor GT que caracterizará al equipo floculador. Previa selección de dimensiones estándar de las propelas del agitador, se calcula el área total que éstas tienen y se verifica que la relación entre el área de las propelas y la sección transversal del equipo floculador esté comprendida en el intervalo de valores recomendado. Posteriormente se calcula la potencia en cada compartimento. La velocidad periférica de rotación de las propelas se calcula con una expresión de potencia en la que se incluye el coeficiente de arrastre del agitador, CD, el cual depende de la relación área de propelas/ sección transversal, de la forma de la paleta y las condiciones de flujo.

La velocidad periférica de la paleta es de 0.09 a 0.91 mps, la velocidad de rotación de paleta respecto al agua es $\frac{3}{4}$ de la velocidad periférica. Si la velocidad periférica es excesiva se debe aumentar el valor del largo y número de paletas. Las revoluciones por minuto de la propela deben ser de 8 a 25 (Reynolds y Richards, 1996).

4.3.3 Sedimentador

Existen diferentes tipos de sedimentadores de acuerdo al tipo de partículas y al tipo de sedimentación de las mismas. La configuración comúnmente utilizada en las operaciones de coagulación-floculación son los tanques rectangulares, ya que éstos son hidráulicamente más estables que los sedimentadores circulares.

Las dimensiones más comúnmente utilizadas en el diseño de los sedimentadores considerando diferentes geometrías se presentan en la siguiente tabla.

Tabla 4.35 Dimensiones de diferentes tipos de sedimentadores (Reynolds y Richards, 1996).

Geometría	Ancho	Largo	Fondo	Borde Libre	Altura
Cuadrangular	10.67-60.96 m estándar a intervalos de 1.52m (5ft)		1.83-5.79m	0.3-0.76 m	
Circular	4.57-91.43 m típicos 10.67-45.72 m estándar con intervalos de 1.52 m (5ft)		1.83-4.88 m, valor típico 3.05-4.27 m		
Rectangular*					
a)	1.52-6.1 m		> 1.83 m		76.2 m
b)	3.05-65.57 m	12.19-91.49 m 60.96-121.91m			
c)	Razón ancho: largo 2:1				

* a) con desviaciones de transmisión por cadenas o diente de rueda de cadena

b) con desviaciones soportadas por un puente de transporte

c) con escarbadores en cascada construidos para estanques cuadrados

El área total requerida es función del gasto y de la carga hidráulica. Las dimensiones del tanque se basan en las siguientes relaciones (Davis y Cornwell, 1991):

- Relación largo: ancho del tanque es de 5:1 con un mínimo de 2:1
- Relación ancho: profundidad del tanque debe ser 3:1 con un máximo de 6:1

El tiempo de retención está determinado por las dimensiones (volumen) del tanque así como del gasto. Se recomienda que este valor no sea inferior a 2 horas. Reynolds y Richards mencionan que el valor típico de éste es de 4 a 6 horas. La profundidad del tanque se puede seleccionar preliminarmente en función de la profundidad del equipo floculador del cual el sedimentador recibirá el efluente (Reynolds y Richards, 1996).

La velocidad típica de inundación para flóculos de aluminio o hierro tiene un intervalo de 14.5 a 22.3 m³d⁻¹m⁻² y la velocidad de carga de los vertederos se encuentra en el intervalo de 179 a 223.5 m³d⁻¹m⁻¹ si el flóculo es pesado (Davis y Cornwell, 1991).

4.3.4 Filtro de arena de alta tasa con lecho dual antracita-arena

Para la filtración del agua clarificada, se seleccionaron los filtros de arena de alta tasa con lecho dual antracita – arena (Reynolds y Richards, 1996). En la Tabla 4.36 se presentan los intervalos recomendados de los valores de las variables más importantes en el diseño de filtros de arena de alta tasa de lecho dual arena-antracita, para el tratamiento de aguas residuales pretratadas químicamente.

Tabla 4.36 Recomendaciones de diseño de filtro de lecho dual arena –antracita para tratamiento de aguas residuales pretratadas químicamente.

Concepto	Valores
Alturas de lecho (Reynolds y Richards, 1996)	Antracita: 0.30 – 0.61 m Arena: 0.15 – 0.31 m
Tamaño efectivo (Reynolds y Richards, 1996)	Antracita: 0.8 – 2.0 mm Arena: 0.4 – 0.8 mm
Coefficiente de uniformidad (Reynolds y Richards, 1996)	Antracita: 1.3 a 1.8 Arena: 1.2 -1.6
Factores de forma (Reynolds y Richards, 1996)	Esferas: 1 Arena bordes redondos: 0.82 Arena bordes afilados: 0.73 Arena promedio: 0.75
Gravedad específica (Reynolds y Richards, 1996)	Antracita: 1.2 a 1.6 Arena: 2.65 Grava: 4.5
Velocidades de Filtración (Reynolds y Richards, 1996)	De 0.00136 a 0.00679 m ³ /s-m ² siendo común el intervalo de 0.00204 a 0.00408 m ³ /s-m ²
Pérdidas de presión en un filtro limpio (Reynolds y Richards, 1996)	1,471.5 a 4,512.6 kg/ ms ²
Pérdida de presión a la cual inicia el retrolavado (Kawamura, 2000)	17,658 a 23,544 kg/ ms ²
Flujo de agua de retrolavado (Reynolds y Richards, 1996)	0.00102 a 0.00136 m ³ /s-m ²
Expansión del lecho de arena (Reynolds y Richards, 1996)	20 – 50 %
Cantidad de agua requerida para el retrolavado (Reynolds y Richards, 1996)	1 a 5 % del agua filtrada siendo el valor típico entre 2 y 3 %
Tiempo de retrolavado (Reynolds y Richards, 1996)	3 –10 minutos

Relación ancho - largo (<i>Reynolds y Richards, 1996</i>)	1:1.5 a 1:2
Área máxima recomendada (<i>Reynolds y Richards, 1996</i>)	195 m ²
Velocidad lineal (<i>Kawamura, 2000</i>)	15 m/h = 0.0041667 m/s

Usualmente un filtro doble consiste en una capa de grava gruesa de antracita de 457 a 610mm (de 18 a 24 pulgadas) cubierta con una capa de arena de 152 a 305mm (de 6 a 12 in). Las características de los filtros duales-multimedios para un tratamiento avanzado o terciario de agua residual se presentan en la siguiente tabla:

Tabla 4.37 Características de los filtros duales-multimedios para tratamiento de agua residual avanzados o terciarios (Reynolds y Richards, 1996).

Características	Intervalo	Típico
Antracita		
Profundidad		
in	12-24	18
mm	305-610	460
Tamaño efectivo (nm)	0.8-2.0	1.2
Coefficiente de uniformidad	1.3-1.8	1.6
Arena		
Profundidad		
in	6-12	12
mm	150-305	305
Tamaño efectivo (nm)	0.4-0.8	0.55
Coefficiente de uniformidad	1.2-1.6	1.5
Velocidad de filtración		
gpm/ft ²	2-10	5
l/sm ²	1.36-6.79	3.40

4.3.5 Filtro de carbón activado

De acuerdo con el trabajo desarrollado por Calderón y Velásquez (2001) es posible diseñar una columna de adsorción con carbón activado con base en el tiempo de contacto del lecho vacío (Empty Bed Time Contact, EBTC), el cual suele encontrarse entre 5 y 15 minutos, el flujo del líquido a ser adsorbido, las propiedades del carbón activado utilizado y la concentración del contaminante del efluente.

Para las columnas de carbón activado el tiempo de operación está en función del tiempo utilizado para regenerar una columna agotada. En columnas industriales en operación continua el tiempo de operación debe ser mayor a 24 horas. El valor típico de carga hidráulica con flujo ascendente está entre los 35 y los 45 m³/m² h. La altura de la columna suele estimarse entre 30 y 50 % más de la altura del lecho de carbón activado considerando el flujo ascendente, que en los retrolavados el carbón activado se expande y un espacio de bordo libre en la columna.

4.3.6 Cloración

Las dimensiones del tanque se calculan de la misma forma en la que se calculan las dimensiones de un reactor de mezclado rápido debiéndose asegurar un tiempo de contacto de 15 minutos (Metcalf y Eddy, 1996) y un residual de 0.5 mg Cl₂/L para asegurar la desinfección.

Con base en todos los criterios de diseño anteriormente descritos se realizaron los cálculos pertinentes de acuerdo a las necesidades específicas de tratamiento de este proyecto. Los cálculos se realizaron en hojas de Excel las cuales se incluyen en el Anexo IV.

4.3.7 Dimensiones de los equipos del tren de tratamiento

La memoria y las hojas de cálculo para realizar el diseño de cada equipo propuesto se encuentra en el Anexo II y Anexo IV respectivamente, del presente trabajo. Los resultados del cálculo de las dimensiones de cada uno de los equipos de las etapas consideradas en el tren de tratamiento se resumen en las tablas 4.38 a 4.43 que se presentan a continuación:

Tabla 4.38 Dimensiones del tanque de mezclado rápido

Número de unidades (equipos)	1
Flujo de Agua (m ³ /d)	3.47x10 ⁴
Tiempo de residencia (min)	5
Volumen total (m ³)	0.1042
Ancho de cada unidad (m)	0.4
Altura de cada unidad (m)	0.4
Largo de cada unidad (m)	0.5
Diámetro de la propela (m)	0.2
Potencia (Hp)	1.0

Tabla 4.39 Dimensiones del tanque de mezclado lento

Número de unidades (equipos)	1
Número de compartimientos	3
Flujo de Agua (m ³ /d)	3.47x10 ⁻⁴
Tiempo de residencia total (min)	30
Volumen total (m ³)	0.62
Ancho de cada compartimiento (m)	1.3
Altura de cada compartimiento (m)	0.4
Largo de cada compartimiento (m)	0.4
Largo total del floculador (m)	1.2
Número de propelas/compartimiento	4
Número de paletas/propela	6
Ancho de cada paleta (m)	0.017
Largo de cada paleta (m)	0.25
Potencia para compartimiento 1 ^a (HP)	0.002819
Velocidad de las propelas (rpm)	26
Potencia para compartimiento 2 ^b (HP)	0.000113
Velocidad de las propelas (rpm)	9
Potencia para compartimiento 3 ^c (HP)	0.000063
Velocidad de las propelas (rpm)	8

a,b,c Como los valores son muy bajos se redondearía su valor a 1 HP

Tabla 4.40 Dimensiones del sedimentador

Número de unidades (equipos)	2
Flujo de Agua (m ³ /d)	3.47x10 ⁻⁴
Tiempo de retención promedio (min)	150
Volumen total de sedimentación (m ³)	1.6
Área total de sedimentación (m ²)	0.8
Largo total de los sedimentadores (m)	1.3
Ancho de cada sedimentador (m)	0.7
Profundidad de cada sedimentador (m)	2.0
Velocidad de inundación (m ³ /m ² d)	18.4
Velocidad de carga de vertedero (m ³ /m d)	223.5
Longitud de Vertedero (m)	0.13

(La configuración del sedimentador puede cambiar con respecto a los equipos comercialmente disponibles)

Tabla 4.41 Dimensiones del filtro de alta tasa con lecho dual de antracita-arena

Número de unidades (equipos)	2
Flujo de Agua (m ³ /d)	3.47x10 ⁻⁴
Tiempo de operación (min)	11.1
Profundidad del lecho filtrante antracita -arena (m)	0.45
Área total de filtración (m ²)	0.26
Volumen de cada unidad (m ³)	0.23
Largo de cada unidad (m)	0.90
Ancho de cada unidad (m)	0.58
Profundidad de cada unidad (m)	0.50

Tabla 4.42 Dimensiones del filtro de Carbón activado

Número de Unidades de Transferencia	3
Flujo de Agua (m ³ /d)	3.47x10 ⁻⁴
EBTC (min)	10
Volumen del Lecho (m ³)	0.07
Masa de carbón en la columna (kg)	31.24
Capacidad máxima de adsorción (kg/m ³)	1125
Concentración del efluente (kg/m ³)	0.14
Tiempo de operación (d)	149
Carga hidráulica (m ³ /(m ² *s))	15
Altura del Lecho de carbón activado (m)	0.83
Altura de la columna (m)	1.25
Largo de cada columna (m)	0.42
Ancho de cada columna (m)	0.20

Tabla 4.43 Dimensiones del tanque de cloración

Número de unidades (equipos)	1
Flujo de Agua (m ³ /d)	3.47x10 ⁻⁴
Tiempo de residencia (min)	15
Volumen total (m ³)	0.3
Ancho de cada unidad (m)	0.63
Altura de cada unidad (m)	0.63
Largo de cada unidad (m)	0.80

4.3.8 Características de las corrientes a través del tren de tratamiento

De acuerdo con los datos experimentales obtenidos en el laboratorio, los porcentajes de remoción esperados en cada equipo y los valores deseados en el agua tratada, se estimó el valor de la concentración de 5 parámetros en las distintas corrientes de flujo de agua durante su recorrido a través de los equipos que conformarán el tren de tratamiento propuesto.

A continuación se presenta el significado de la simbología empleada, los porcentajes de remoción de los parámetros en los equipos propuestos y el valor esperado al final del tratamiento.

Tabla 4.44 Características de las corrientes del tren de tratamiento propuesto

Corriente	Porcentaje de remoción esperado o valor esperado	
1	Influyente de agua residual procedente de la empresa de lavandería	
2	Efluente del reactor de mezclado rápido y equipo floculador	$Color_R > 90 \%$ Turbiedad $> 95 \%$ $SST > 98 \%$ $DQOs > 60 \%$ $CT = 0 \%$
3	Efluente del sedimentador	$Color_R = 0 \%$ Turbiedad = 20% $SST = 40 \%$ $DQOs = 10 \%$ $CT = 10 \%$
4	Efluente del filtro de arena de alta tasa con lecho dual antracita-arena	$Color_R = 0 \%$ Turbiedad = 20% $SST = 0 \%$ $DQOs = 20 \%$ $CT = 20 \%$
5	Efluente del filtro de carbón activado	$Color_R = 5 \%$ Turbiedad = 5% $SST = 5 \%$ $DQOs = 5 \%$ $CT = 5 \%$
6	Efluente del tanque de cloración	$Color_R < 20 \text{ Pt-Co}$ Turbiedad $< 5 \text{ UTN}$ $SST < 30 \text{ mg/L}$ $DQOs < 100 \text{ mg/L}$ $CT = 100 \%$

Con base en los ensayos realizados en el laboratorio, se presenta una tabla con los valores esperados de los parámetros en las corrientes del tren de tratamiento propuesto.

Tabla 4.45 Valores esperados de los parámetros en las corrientes del tren de tratamiento propuesto

Parámetro	1	2	3	4	5	6
Color (u. Pt-Co)	480.0	30	30	30	28.5	< 20
Turbiedad (UTN)	130.0	3.9	3.1	2.5	2.4	< 5
SST (mg/L)	9.0	0.132	0.08	0.08	0.075	< 30
DQOs (mg O ₂ /L)	840	320	288	231	100	< 100
CT (NMP/100 mL)	1x10 ⁶	1x10 ⁶	9x10 ⁵	7.2x10 ⁵	6.8x10 ⁵	No detectable

El dato inicial de coliformes totales fue obtenido del análisis único realizado por el Departamento de Control Analítico de la Facultad de Química de la UNAM.

4.3.9 Diagramas del tren de tratamiento propuesto

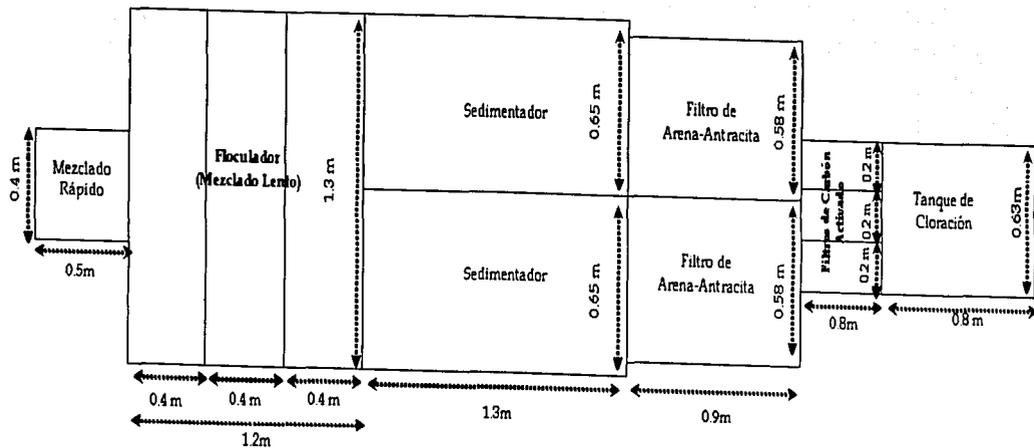


Figura 4.12 Vista superior del tren de tratamiento propuesto

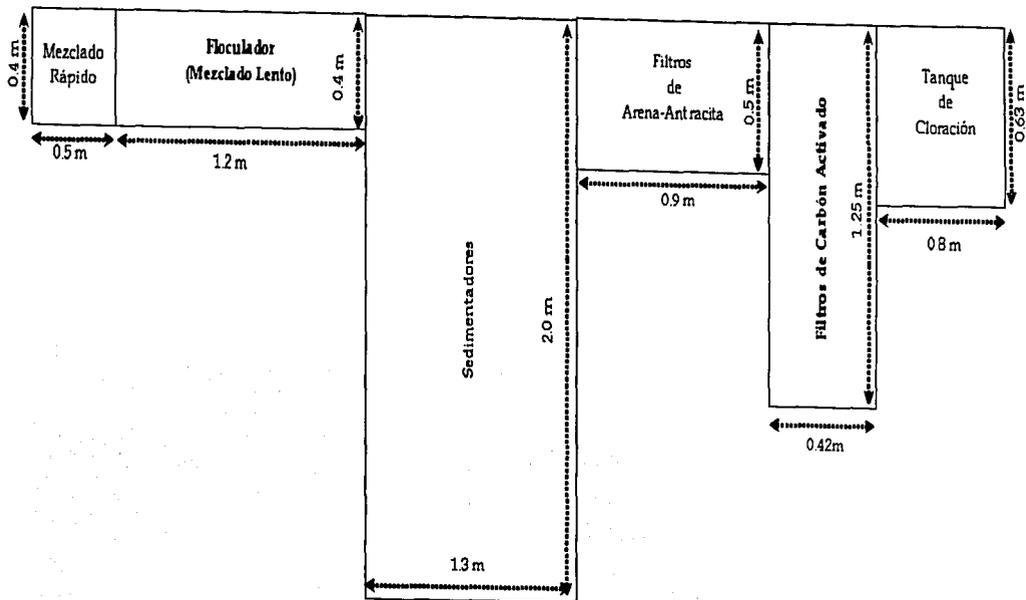


Figura 4.13 Vista lateral del tren de tratamiento

CAPÍTULO 5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.

Este estudio se dividió en dos etapas. Pruebas con agua residual de tipo cercano al doméstico (P.T.A.R.C.U) y un agua industrial proveniente de una lavandería.

Con base en los resultados experimentales y el marco teórico del presente trabajo las conclusiones obtenidas son las siguientes:

Agua residual de Ciudad Universitaria

- Respecto a la capacidad de la reacción de Fenton para incrementar la biodegradabilidad del agua residual de tipo doméstica bruta, se hizo evidente el hecho de que los valores de DQOs/DBO₅ reducen su concentración incrementando la relación entre ambos de 1.5 a 2 veces.
- En los experimentos realizados con el agua procedente de la Planta de Tratamiento de Ciudad Universitaria se comprobó que, en la remoción de los cuatro parámetros medidos de calidad del agua (color, turbiedad, SST y DQOs) los resultados con el método de Fenton fueron superiores a los métodos de coagulación-floculación tanto con agentes químicos inorgánicos (FeCl₃) como orgánicos (Tecnofloc 4113).
- Las características del agua residual de tipo doméstica resultante del tratamiento con el método de Fenton permiten postular que el agua pretratada no tiene ningún impedimento para ser utilizada en posteriores tratamientos biológicos para obtener un agua adecuada para su reutilización en los servicios sanitarios.

Agua de una lavandería industrial

- Con relación a los experimentos realizados con el agua procedente de la empresa de lavandería se comprobó que en la remoción de los parámetros medidos, los resultados con el método de coagulación-floculación orgánica presentan los mejores porcentajes de remoción de los contaminantes, siendo factible la utilización del método para obtener un agua con calidad necesaria para el reciclaje con una dosis de 117 mg de coagulante por litro de agua a tratar.
- El tren propuesto en este estudio es técnicamente viable para la depuración del agua residual de tipo jabonoso con el coagulante orgánico Tecnofloc 4113 procedente de la empresa de lavandería analizada debido a que la calidad del agua producida puede llegar a ser para los parámetros medidos, suficiente para ser reciclada y utilizada en la etapa de prelavado de la mantelería.

- Las dimensiones de los equipos propuestos en el tren de tratamiento diseñados son suficientes para tratar el gasto de agua propuesto.

Las recomendaciones que se desprenden de este trabajo son:

- La realización de estudios complementarios de filtración, adsorción en carbón activado y de desinfección en un tren de tratamiento piloto de flujo continuo con el fin de eliminar convenientemente los parámetros planteados para corroborar que sean correctos los valores estimados.
- La elaboración de estudios detallados para caracterizar completamente los lodos obtenidos y la formulación de métodos de tratamiento y/o disposición adecuados.
- La realización de análisis microbiológicos para conocer el contenido de coliformes totales en el agua residual y en el agua tratada.

BIBLIOGRAFÍA

- Aranda-Hernández L. A. (2001) Evaluación de la Aplicación del Reactivo de Fenton como un Proceso de Depuración y de Desinfección de Aguas Residuales. México: 52 p. Tesis Licenciatura (Ingeniero Químico). Facultad de Química, UNAM.
- Andreati R., Caprio V., Insola A. y Marotta R. (1999). Advanced oxidation processes (AOP) for water purification and recovery. *Catalysis Today* 53:51-59.
- APHA, AWWA, WPCF (1992) Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. Díaz delos Santos S.A., España.
- Bermúdez D. *et al.* (2000). Jabones y Detergentes. Composición, estructura, usos y daños de los jabones y detergentes. Universidad Autónoma de Nuevo León. Internet. Disponible en <http://www.jabonesydetergentes.tripod.com/>; accesado en junio del 2002.
- Bishop D. (1968). Hydrogen Peroxide Catalytic Oxidation of Refractory Organics in Municipal Waste Water. *Ind. Eng. Chem., Process Design and Development*. 7:111-117
- Bozarslan G., Çelebi G.K. y Sengül F. (1997) Characterization and Treatability Studies of Cigarette Industry Wastewaters: a Case Study. *Wat. Sci. Tech.* 36(2-3): 69-74.
- Calderón J.A. y Velásquez R. (2001). Desarrollo de un programa para el diseño de adsorbedores de Carbón Activado para el tratamiento de agua. Tesis de licenciatura (Ingeniero Químico). Facultad de Química, UNAM.
- Casero I., Sicilia D., Rubio S. y Pérez D. (1997). Chemical degradation of aromatic amines by Fenton's reagent. *Wat. Res.* 31(8):1985-1995
- Chamarro E., Marco A. y Esplugas S. (2001). Use of Fenton reagent to improve organic chemical biodegradability. *Wat. Res.* 35(4):1047-1051.
- Davis M. y Cornwell D. (1991). Introduction to Environmental Engineering. Ed. Mc Graw Hill. Nueva York, EEUUA.
- Durán-Moreno A. (1997). Contribution à l'étude de l'adsorption et de la biodegradation de composés organiques sur charbon actif: Cas du phénol et de dérivés phénoliques. Tesis de doctorado, Universidad de Rennes 1, No. de orden: 1807. Rennes, Francia.

- Eckenfelder W. (1989). *Industrial Water Pollution Control. Second Edition.* McGraw-Hill International Editions. Civil Engineering Series. Pp 84-92 (400).
- Gloxhuber, Ch y Künstler, K. (1992). *Anionic Surfactants. Biochemistry, Toxicology and Dermatology.* 2ª ed. Marcel Dekker, Inc. Nueva York.
- González E. (2001). *Selección de un Pretratamiento Físicoquímico de Aguas Residuales con fines de Recarga Artificial del Acuífero del Valle de México.* Tesis de maestría en Ciencias (Química Ambiental). Facultad de Química, UNAM
- Herrera J.A. *et al.* (2000) Photocatalytic Disinfection of Urban Waste Water. *Chemosphere* 3 (41) 2000, pp 323-327.
- 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.*, 33(5):1238-1246.
- Isak V., Sychev A., y Anikina Zh. (1996). Kinetics of oxidation of aldehydes by the Fenton reagent. *Russian Journal of physical Chemistry.* 70 (8):1430-1432
- Jonge R. J., Breure A. M. y Van Andel J. D. (1996) Bioregeneration of Powdered Activated Carbon (PAC). *Water Res.*, 30(8):883-892.
- Kawamura S. (2000). *Integrated Design of Water Treatment Facilities.* John Wiley Sons. Tercera Edición. Nueva York, EEUUA
- Metcalf y Eddy (1996). *Ingeniería de las Aguas Residuales.* Ed. McGraw Hill. Tercera Edición. México. 752 Pp.
- Morris J.C. and Weber W.J. (1964). *Adsorption of Biochemically Resistant Materials from Solution.* Environmental Health Series AWTR-9, May 1964.
- Nemerow N.L. (1977). *Aguas Residuales Industriales. Teorías, Aplicaciones y Tratamiento.* H Blume Ediciones. España.
- Ramírez R. M., Durán-Moreno A., Bernal Martínez A., Orta-de-Velásquez T. (2000). *Proceso de coagulación-floculación para el Tratamiento de Aguas Residuales: Desarrollo y Utilización de Nuevos Compuestos para la Reducción de Lodos.* XII Congreso Nacional, organizado por la Federación Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales, Morelia, Michoacán, México.

- Reynolds y Richards (1996) Unit Operations and Processes in Environmental Engineering. Ed. PWS Pub. Co. Nueva York, EEUUA.
- Rebhun M. y Lurie M. (1993) Control of organic Matter by Coagulation and Floc Separation. *Wat. Sci. Tech.* 27(1):1-18.
- Sepúlveda, V.H. 2001. Convención Anual de Secciones ANIQ. Tendencias de la Industria de Jabones y Detergentes. Nuevas Tecnologías. Oaxaca, México.
- Sheng H. L.M., Chi M. L. y Horng G. L. (1999). Operating Characteristics and Kinetic Studies of Surfactant Wastewater Treatment by Fenton Oxidation. *Wat. Res.* 33 (7): 1735-1741.
- Sheng H. L. y Ming L. C. (1997). Purification of Textile Wastewater Effluents by a Combined Fenton Process and Iron Exchange. *Desalination* (109):121-130.
- Shih-Hsiung S. y Hung-Shan W. (2001). Treatment of Olefin Plant Spent Caustic by Combination of Neutralization and Fenton Reaction. *Wat. Res.* 35 (8): 2017-2021.
- Shyn-Fang Kang y Huey M. 1997. Coagulation of textile secondary effluents with Fenton's reagent. *Wat. Sci. Tech.* 36(12):215-222.
- Sistema de Información Empresarial Mexicano (2002). Estadísticas. Internet. Disponible en <http://www.siem.gob.mx/portalsiem/>; accesado en enero 2003.
- Stephenson R. J. y Duff S. J. B. (1996) Coagulation and Precipitation of a Mechanical Pulping Effluent-I. Removal of Carbon, Color and Turbidity. *Wat. Res.* 30(4):781-792.
- Tang Z. y Tassos (1997) Oxidation kinetics and mechanism of trihalometanes by Fenton's reagent. *Wat.Res.* 31(5):1117-1125
- Tien C. (1994) Adsorption Calculations and Modeling. Ed. Butterworth - Heinemann, EEUUA
- Tchobanoglous G. y Eliasson R. (1970). Filtration of Treated Sewage Effluent. *Jour. SEDASCE* 96, no. 5A 2:243.
- US Peroxide (1999). Fenton's Reagent. Iron-catalyzed hydrogen peroxide. Peroxide Applications. Industrial wastewater. Internet. Disponible en <http://www.H2O2.com/industrialwastewater/fentonsreagent.html>; accesado en octubre del 2002.

- Walling C. (1975). Fenton's reagent revisited. *Acc. Chem. Res.* 8:125-131.
- Weber W. (1979) Control de la Calidad del Agua de Procesos Físicoquímicos. Ed. Reverté. Barcelona, España
- Winkler (1998). Tratamiento biológico de aguas de desecho. Ed. Limusa. México, D.F. México
- 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. Techn.* 38(2):209-214

ANEXOS

ANEXO I. CÁLCULOS PARA LOS DATOS EXPERIMENTALES

SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES

$$\text{mg SST/L} = \frac{\text{Peso inicial del filtro en mg} - \text{Peso final del filtro en mg}}{\text{mL de muestra}}$$

NITRÓGENO

Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK)

$$\text{mg NTK /L} = \frac{(A - B) * N * 14 * 1000}{V}$$

A = Volumen de solución de ácido sulfúrico empleado para titular la muestra en mL, correspondiente al Nitrógeno Total Kjendahl

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

Nitrógeno Amoniacal (NH₄-H)

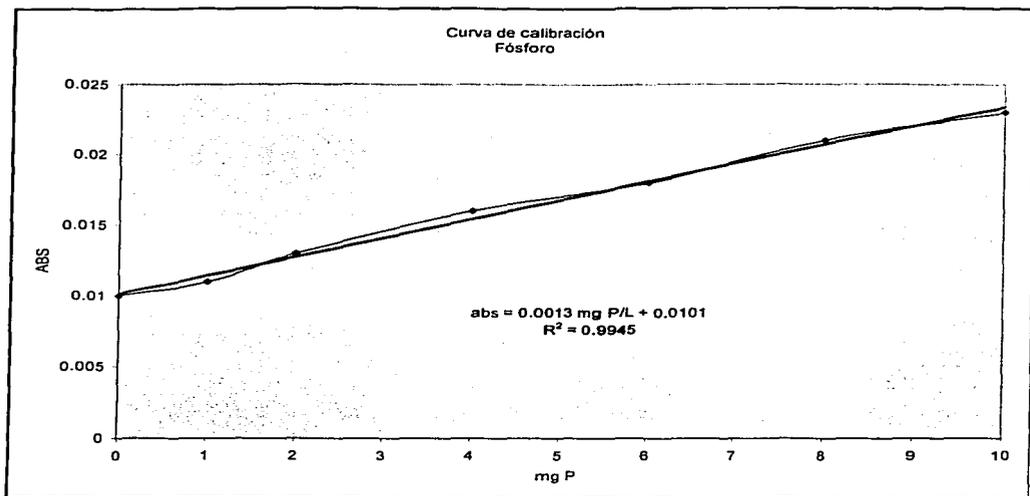
$$\text{mg NH}_3 - \text{N/L} = \frac{(A - B) * 280}{\text{mL de muestra}}$$

A = Volumen de solución de ácido sulfúrico empleado para titular la muestra en mL.

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

FÓSFORO TOTAL

A partir de la curva de calibración que consistió en una solución de KH₂PO₄ anhidro se obtuvo la relación Absorbancia contra mg P/L siguiente:



Por lo tanto:

$$\text{mg P /L} = \frac{\text{Absorbancia} - 0.0101}{0.0013}$$

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

ANEXO II. MEMORIA DE CÁLCULO PARA REALIZAR EL DISEÑO DEL TREN DE TRATAMIENTO PROPUESTO

Reactor de mezclado rápido (Reynolds y Richards, 1996).

Volumen

$$V = Q \cdot T \dots\dots(1)$$

Donde:

V = Volumen del tanque [m³]

Q = Flujo de agua [m³s⁻¹]

T = Tiempo de residencia [s]

Altura

$$Z = 1.25 w \dots\dots(2)$$

Donde:

Z = Altura [m]

w = Ancho [m]

Ancho

$$w = \left(\frac{V}{1.25} \right)^{1/3} \dots\dots(3)$$

Donde:

w = Ancho [m]

V = Volumen del reactor [m³]

Potencia Requerida

$$P = G^2 \cdot \mu \cdot V \dots\dots(4)$$

Donde:

P = Potencia [W]

μ = Viscosidad dinámica [Nsm⁻²]

V = Volumen del reactor [m³]

G = Gradiente medio de velocidad [s⁻¹]

Diámetro del impulsor

$$P = K_T N^3 D_i^5 \rho \dots\dots(5)$$

Donde:

K_T = Constante del impulsor

N = Revoluciones por segundo del agitador [rps]

D_i = Diámetro del agitador [m]

ρ = Densidad del agua [kg m⁻³]

Número de Reynolds

$$Re = \frac{D_i^2 N \rho}{\mu m} \dots\dots(6)$$

Donde:

- Re = Número de Reynolds
- N = Revoluciones por segundo del agitador [rps]
- Di = Diámetro del agitador [m]
- ρ = Densidad del agua [kg m⁻³]
- μm = Viscosidad dinámica del medio [Nsm⁻²]

Equipo floculador (mezclado lento) (Reynolds y Richards, 1996).

Factor GT

$$GT = Gp * T \dots\dots(7)$$

Donde:

- GT = Adimensional
- Gp = Valor promedio de G en los 3 compartimientos [s⁻¹]
- T = Tiempo de residencia [s]

Volumen del tanque

$$V = Q * T \dots\dots(8)$$

Donde:

- V = Volumen del tanque [m³]
- Q = Flujo de agua [m³s⁻¹]
- T = Tiempo de residencia [s]

Área de Perfil

$$A_p = \frac{V}{w} \dots\dots(9)$$

Donde:

- A_p = Área del perfil [m²]
- V = Volumen del tanque [m³]
- w = Ancho del tanque [m]

Ancho con compartimientos de perfil cuadrado

$$w = \sqrt{\frac{A_p}{3}} \dots\dots(10)$$

Donde:

$$\begin{aligned} A_p &= \text{Área del perfil [m}^2\text{]} \\ w &= \text{Ancho del tanque [m]} \end{aligned}$$

Ancho del álabe por flecha

$$A_{tp} = Z_p * w_p * n_p * 6 \dots \dots \dots (11)$$

Donde:

$$\begin{aligned} A_{tp} &= \text{Área total del álabe por flecha [m}^2\text{]} \\ Z_p &= \text{Largo de paleta [m]} \\ w_p &= \text{Ancho de paleta [m]} \\ n_p &= \text{Número de paletas} \end{aligned}$$

Relación del área del álabe con respecto al área transversal

$$\% \text{ áreas} = \frac{A_{tp}}{w * d} \dots \dots \dots (12)$$

Donde:

$$\begin{aligned} A_{tp} &= \text{Área total del álabe por flecha [m}^2\text{]} \\ d &= \text{Fondo de compartimiento [m]} \\ w &= \text{Ancho del compartimiento [m]} \end{aligned}$$

Potencia en cada compartimiento

$$P = G^2 * \mu * V \dots \dots \dots (13)$$

Donde:

$$\begin{aligned} P &= \text{Potencia en el compartimiento [W]} \\ \mu &= \text{Viscosidad dinámica [Nsm}^{-2}\text{]} \\ V &= \text{Volumen del reactor [m}^3\text{]} \\ G &= \text{Gradiente medio de velocidad [s}^{-1}\text{]} \end{aligned}$$

Potencia para cada agitador

$$P_a = \frac{P}{4} \dots \dots \dots (14)$$

Donde:

$$\begin{aligned} P_a &= \text{Potencia del agitador [W]} \\ P &= \text{Potencia en el compartimiento [W]} \end{aligned}$$

Velocidad periférica de rotación de las propelas a partir de la potencia

$$P = C_D * A_{tp} * \rho * \frac{v^3}{2} \dots \dots \dots (15)$$

Donde:

- v = Velocidad periférica de rotación de cada paleta [ms⁻¹]
- P = Potencia [W]
- CD = Coeficiente de arrastre [adimensional]
- A_{tp} = Área total del álabe por flecha [m²]
- ρ = Densidad del agua [kg m⁻³]

Velocidad de rotación relativa con respecto al agua

$$v_p = (\text{rps}) \left(\frac{\pi * D_p}{\text{rev}} \right) * 0.75 \dots\dots(16)$$

Donde:

- V_p = Velocidad de rotación de cada paleta [ms⁻¹]
- rps = Revoluciones por segundo del agitador [rps]
- D_p = Diámetro de separación entre propelas [m]
- rev = Revoluciones
- 0.75 = Velocidad de rotación de paleta respecto al agua

Sedimentador (Davis y Cornwell, 1991).

Área de sedimentación

$$A_s = Q * V \dots\dots(17)$$

Donde:

- A_s = Área de sedimentación [m²]
- Q = Flujo de agua [m³s⁻¹]
- V_i = Velocidad típica de inundación [m³d⁻¹m⁻²]

Largo del tanque

$$L = \frac{1}{2}W \dots\dots(18)$$

Donde:

- L = Largo del tanque [m]
- W = Ancho del tanque [m]

Volumen

$$V = Q * T \dots\dots(19)$$

Donde:

- V = Volumen del tanque [m³]
- Q = Flujo de agua [m³ s⁻¹]
- T = Tiempo de residencia [s]

Fondo del tanque

$$D = \frac{V}{A_s} \dots\dots(20)$$

Donde:

- D = Fondo del tanque [m]
- V = Volumen del tanque [m³]
- As = Área de sedimentación [m²]

Vertederos

$$Dv = \frac{Q}{Vc} \dots\dots(21)$$

Donde:

- Dv = Distancia del vertedero [m]
- Q = Flujo de agua [m³]
- Vc = Velocidad de carga del vertedero [m³d⁻¹m⁻¹]

Filtro de arena (Reynolds y Richards, 1996).

Área total de filtración

$$ATF = \frac{Q}{Va} \dots\dots(22)$$

Donde:

- ATF = Área total de filtración [m²]
- Q = Flujo de agua [m³s⁻¹]
- Va = Velocidad lineal de carga [m s⁻¹]

Caída de presión (ecuación de Rosen)

$$\Delta P = \left(\frac{1.067}{\phi} \right) \left(\frac{Va^2}{\epsilon^4} \right) \left(\frac{D}{dp} \right) (CD)\rho \dots\dots(23)$$

Donde:

- ΔP = Caída de presión [kg m⁻¹s⁻²]
- ϕ = Factor de forma de antracita o arena
- CD = Coeficiente de arrastre
- D = Fondo de la cama de antracita o de arena [m]
- ρ = Densidad de la antracita o de la arena [kg m⁻³]
- Va = Velocidad lineal de carga [m s⁻¹]
- ϵ = Porosidad de antracita o arena
- dp = Diámetro de partícula [m]

Coeficiente de arrastre

Con Re < 1

$$CD = \frac{24}{Re} \dots\dots(24)$$

Con 1 < Re < 10 000

$$CD = \frac{24}{Re} + \frac{3}{\sqrt{Re}} + 0.34 \dots\dots(25)$$

Número de Reynolds

$$Re = \frac{\phi * dp * v_a}{\nu} \dots\dots\dots(26)$$

Donde :

- ϕ = Factor de forma de antracita o arena
- dp = Diámetro de partícula [m]
- V_a = Velocidad lineal [m s⁻¹]
- ν = Viscosidad cinemática [m²s⁻¹]

Retrolavado

Velocidad de sedimentación

$$V_s = \sqrt{\frac{4g}{(3 * CD * d_p)(\rho_r - 1)}} \dots\dots\dots(27)$$

Donde:

- V_s = Velocidad de sedimentación [m s⁻¹]
- g = Aceleración de la gravedad, 9.81ms⁻²
- CD = Coeficiente de arrastre
- dp = Diámetro de partícula [m]
- ρ_r = Densidad relativa de la antracita o la arena [kg m⁻³]

Velocidad ascendente del agua de retrolavado

$$V_b = V_s \epsilon_e^{4.5} \dots\dots\dots(28)$$

Donde:

- V_b = Velocidad ascendente del agua de retrolavado [m s⁻¹]
- V_s = Velocidad de sedimentación de las partículas [m s⁻¹]
- ϵ_e = Porosidad expandida de antracita o arena

Altura del lecho expandido

$$D_e = \left[\frac{1 - \epsilon}{1 - \left(\frac{V_b}{V_s}\right)^{0.22}} \right] * D_1 \dots\dots\dots(29)$$

Donde:

- D_e = Altura del lecho expandido de la arena y/ o antracita [m]
- ϵ = Porosidad de antracita o arena
- V_b = Velocidad ascendente del agua de retrolavado [ms⁻¹]
- V_s = Velocidad de sedimentación [ms⁻¹]
- D_1 = Altura del lecho de arena y antracita [m]

Porosidad del lecho expandido

$$\epsilon_e = \left(\frac{V_b}{V_s} \right)^{0.22} \dots\dots\dots(30)$$

Donde:

- ϵ_e = Porosidad de antracita o arena
- V_b = Velocidad ascendente del agua de retrolavado [ms⁻¹]
- V_s = Velocidad de sedimentación [ms⁻¹]

Pérdida de presión en el retrolavado

$$\Delta Pr = (\rho_r - 1) \cdot \rho \cdot (1 - \epsilon) \cdot D \cdot g \dots\dots\dots(31)$$

Donde:

- ΔPr = Pérdida de presión en el retrolavado [m]
- ρ_r = Densidad relativa de la antracita o la arena [kg m⁻³]
- ρ = Densidad del agua [kg m⁻³]
- ϵ = Porosidad de antracita o arena
- D = Altura del lecho de antracita y arena [m]
- g = Aceleración de la gravedad, 9.81ms⁻²

Altura total mínima del lecho

$$D_{tot} = D_{an} + D_a + D_{et} \dots\dots\dots(32)$$

Donde:

- D_{tot} = Altura total mínima del lecho [m]
- D_{an} = Altura del lecho de antracita [m]
- D_a = Altura del lecho de arena [m]
- D_{et} = Altura total del lecho expandido de arena y antracita [m]

Filtro de carbón activado (Calderón y Velásquez, 2001).

Volumen del lecho

$$V_L = Q \cdot EBTC \dots\dots\dots(33)$$

Donde:

- V_L = Volumen del lecho [m³]
- Q = Flujo de agua [m³s⁻¹]
- $EBTC$ = Tiempo de contacto del lecho vacío [s]

Masa del Carbón en la columna

$$M_C = \rho_s \cdot V_L \dots\dots\dots(34)$$

Donde:

- M_C = Masa del carbón activado en la columna [kg]
- ρ_s = Densidad del carbón activado [kg m⁻³]
- V_L = Volumen del lecho [m³]

Volumen total del líquido

$$V_T = \frac{M_c}{C_o} \dots\dots(35)$$

Donde:

V_T = Volumen total del líquido [m³]

M_c = Masa del carbón activado en la columna [kg]

C_o = concentración del efluente [kg m⁻³]

Tiempo de operación de la columna

$$T_{op} = \frac{V_T}{Q} \dots\dots(36)$$

Donde:

T_{op} = Tiempo de operación de la columna hasta el punto de saturación del carbón [d]

V_T = Volumen total del líquido [m³]

Q = Flujo de agua [m³s⁻¹]

Consumo del carbón activado por día

$$M_g = \frac{M_c}{T_{op}} \dots\dots(37)$$

Donde:

M_g = Consumo de carbón activado por día [kg d⁻¹]

M_c = Masa del carbón activado en la columna [kg]

T_{op} = Tiempo de operación de la columna hasta el punto de saturación del carbón [d]

Área transversal de la columna

$$A = \frac{Q}{CH} \dots\dots(38)$$

Donde:

A = Área transversal de la columna [m²]

Q = Flujo de agua [m³s⁻¹]

CH = carga hidráulica ascendente [m³ m⁻² s⁻¹]

Altura del lecho

$$H = \frac{V_L}{A} \dots\dots(39)$$

Donde:

H = Altura del lecho [m]

V_L = Volumen del lecho [m³]

A = Área transversal de la columna [m²]

Altura de la columna

$$H_c = 1.5 \cdot H \dots \dots \dots (40)$$

Donde:

H_c = Altura de la columna [m]

H = Altura del lecho [m]

Cloración (Reynolds y Richards, 1996).

Las dimensiones del tanque se calculan de la misma forma en la que se calculan las dimensiones de un reactor de mezclado rápido, por lo tanto:

Volumen

$$V = Q \cdot T \dots \dots \dots (41)$$

Donde:

V = Volumen del tanque [m³]

Q = Flujo de agua [m³s⁻¹]

T = Tiempo de residencia [s]

Altura

$$Z = 1.25 w \dots \dots \dots (42)$$

Donde:

Z = Altura [m]

w = Ancho [m]

Ancho

$$w = \left(\frac{V}{1.25} \right)^{1/3} \dots \dots \dots (43)$$

Donde:

w = Ancho [m]

V = Volumen del reactor [m³]

Largo

$$L = w \dots \dots \dots (44)$$

Donde:

L = Largo [m]

w = Ancho [m]

ANEXO III. DIAGRAMAS DE FLUJO PARA LAS TÉCNICAS ANALÍTICAS

Figura A1. Prueba de jarras para Fenton

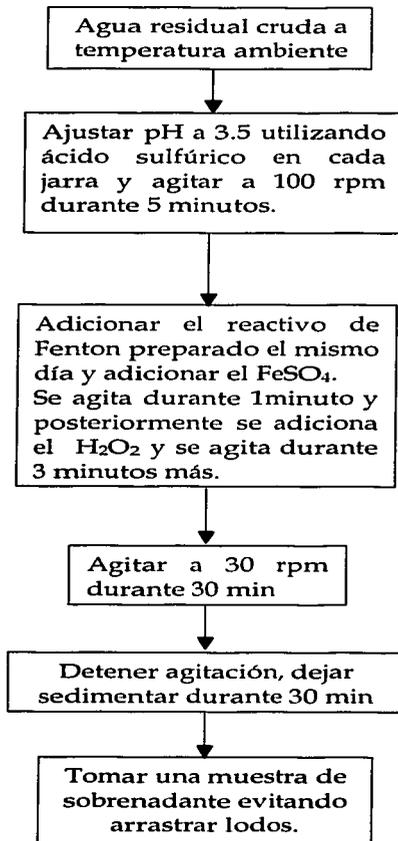


Figura A2 Turbiedad

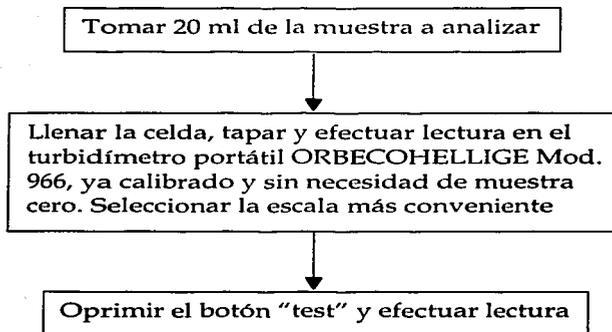


Figura A3. Color

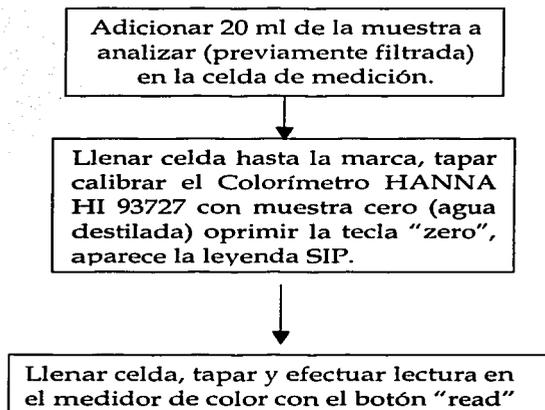


Figura A4 Sólidos suspendidos totales

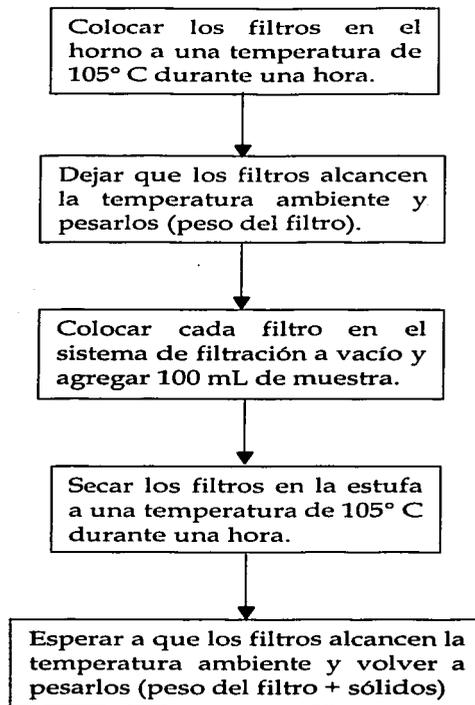


Figura A5. Demanda química de oxígeno

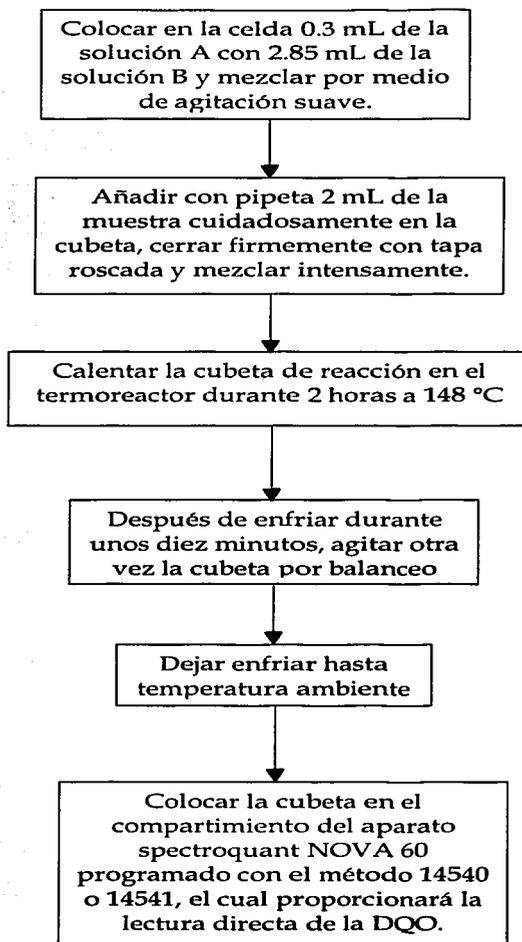


Figura A6. Tratamiento de residuos resultantes de la prueba de DQO

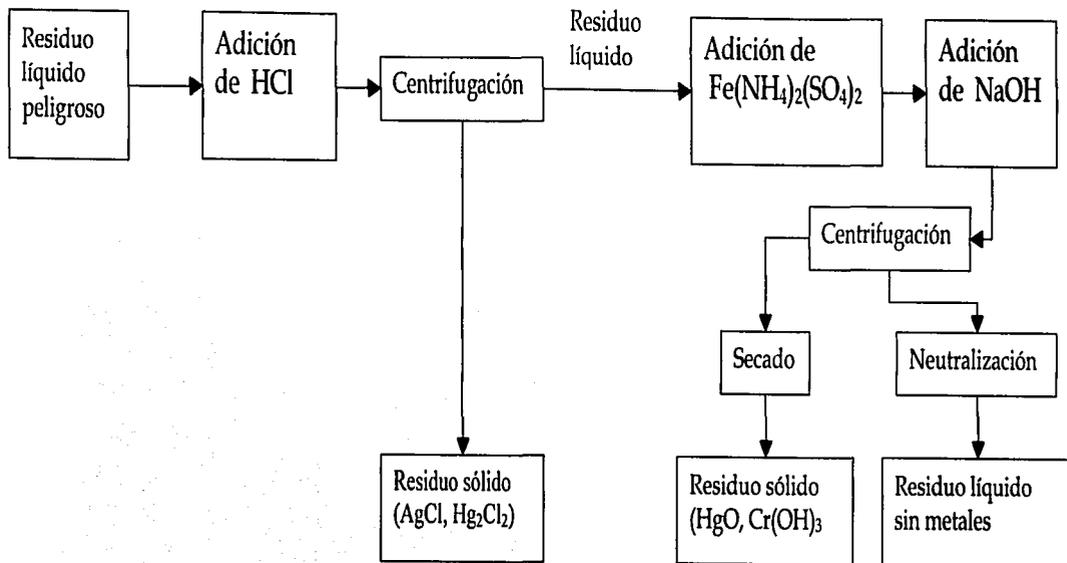


Figura A7. Nitrógeno total Kjeldahl (NTK)

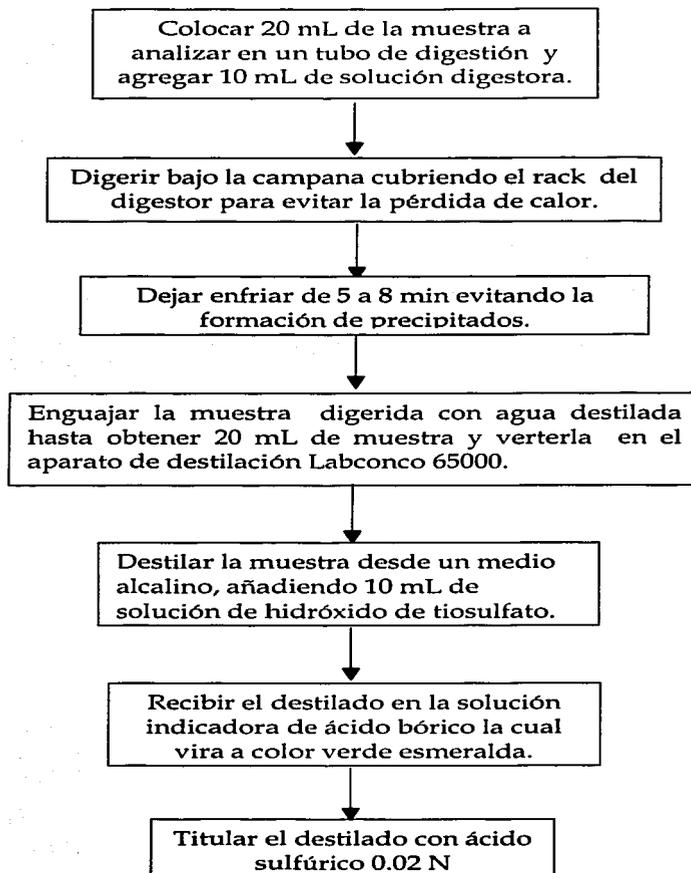


Figura A8. Nitrógeno amoniacal N-NH₃

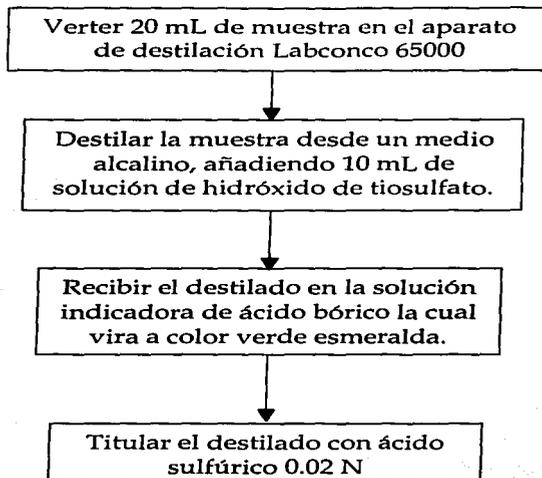


Figura A9. Fósforo total

Tomar 20 mL de muestra a analizar y añadirle 1 mL de ácido sulfúrico y 5 mL de ácido nítrico concentrados.

Digerir hasta alcanzar un volumen de 1 mL en una gradilla de digestión micro-Kjeldahl y continuar hasta que la solución se torne incolora.

Dejar enfriar. Añadir 20 mL de agua destilada, una gota de indicador de fenoftaleína e hidróxido de sodio 1N para producir un ligero tinte rosa.

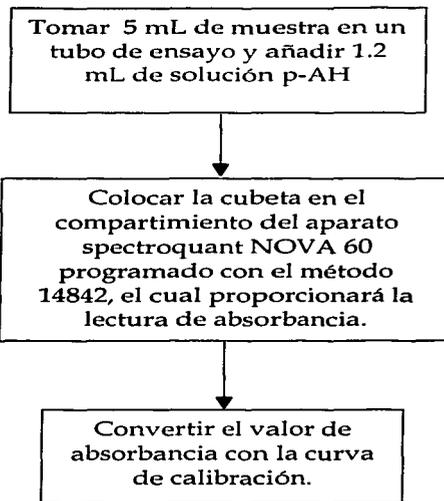
Transferir la solución neutralizada a un matraz aforado de 100 mL, filtrando si fuera necesario eliminar partículas o la turbiedad.

Ajustar el pH si éste es mayor a 10 añadiendo una gota de indicador de fenoftaleína a 50 mL de muestra decolorando el color rosa con HCl 1:1 antes de diluir a 100mL

Colocar 35 mL o menos de muestra en un matraz aforado de 50 mL y se añaden 10 mL de reactivo Vanadato-molibdato.

Al cabo de 10 minutos o más, se mide la absorbancia de la muestra comparando con un blanco.

Figura A10. Orto-fosfatos



Nota: En las técnicas analíticas de Nitrógeno total y amoniacal Kjeldahl al igual que en las determinaciones de fósforo total y ortofosfatos se generan soluciones que contienen metales pesados como mercurio y molibdeno, los cuales podrían ser removidos de las soluciones acuosas que las contienen, mediante la utilización de resinas de intercambio iónico.

En el caso concreto de la prueba de jarras cuyos lodos contienen hierro, dicho metal puede precipitarse utilizando silicato de sodio.

ANEXO IV HOJAS DE CÁLCULO DEL TREN DE TRATAMIENTO

REACTOR DE MEZCLADO RÁPIDO

Ecuaciones

Volumen del reactor (rectangular) $V = Q \cdot t$
 Ancho del reactor (geometría cuadrada) $W = \sqrt{V(1/25)^{1/3}}$
 Altura del reactor $H = 1.25W$
 Potencia $P = G^2 \cdot V$
 Potencia $P = K_r \cdot N^3 \cdot D^5 \cdot \rho$
 Diámetro de la propela $D = \sqrt[3]{P / (K_r \cdot N^3 \cdot \rho)}^{1/5}$
 Reynolds $Re = (D^2 \cdot N) / \nu$

Datos de dicho del reactor de agitación rápida

DATOS	CLAVE	UNIDADES	VALOR
Flujo de agua bruta	Q	m ³ /s	3.47E-04
Densidad del agua (20 C)	ρ	kg/m ³	1000
Viscosidad del agua (20 C)	μ	N s/m ²	1.01E-03
Tiempo de residencia turbulento	t	s	300
Revoluciones turbulento	N	rpm	2.5
Gradiente de vel medio turbulento	G	1/s	700
Constante del impulsor a flujo turbulento	K _r	adm	5.75

Número de tanques	Volumen total (m ³)	Ancho (m)	Largo (m)	Alto Z (m)	Potencia (W)	Potencia (Hp)	Diám de la propela (m)	Reynolds	DNW
1	0.1042	0.4	0.4	0.5	61.4677	1.0	0.2	125132	0.512255
2	0.0521	0.3	0.3	0.4	25.7489	1.0	0.2	94832	0.56
3	0.0347	0.3	0.3	0.4	17.1659	1.0	0.2	80634	0.60
4	0.0260	0.3	0.3	0.3	12.8744	1.0	0.2	71870	0.62
5	0.0208	0.3	0.3	0.3	10.2995	1.0	0.2	65733	0.64
10	0.0104	0.2	0.2	0.3	5.1498	1.0	0.1	49816	0.70

FLOCULADOR RECTANGULAR (Agluadores de paletas horizontales, flujo cruzado)

Ecuaciones

Volumen del reactor (rectangular) $V = Q \cdot t$
 Perfil del reactor (geometría cuadrada) $PR = V/W$
 Ancho del compartimento $AC = (PR/3)^{1/3}$
 Largo del floculador $L = AC \cdot n$
 Potencia total $P = G^2 \cdot V$
 Potencia por propela $PP = P/n$
 Potencia en función de la velocidad $PP = CD \cdot \rho \cdot v^3 \cdot (v_1^3 + v_2^3 + v_3^3)$
 Velocidad de rotación en cada sección de la propela $v_i = v \cdot (D_i/D_1)^{1/2} \cdot (n/n_1)^{1/2}$
 Revoluciones por segundo $rpm = (PP/CD) \cdot \rho^{1/2} \cdot (v_1^3 + v_2^3 + v_3^3)^{1/3}$

Datos de dicho del floculador

DATOS	CLAVE	UNIDADES	VALOR
Flujo de agua bruta	Q	m ³ /s	3.47E-04
Densidad del agua (20 C)	ρ	kg/m ³	1000
Viscosidad del agua (20 C)	μ	N s/m ²	1.01E-03
Tiempo de residencia	t	s	1800
Gradiente de velocidad medio	G	s ⁻¹	45.0
GT	GT	adm	81000

Geometría y criterios recomendados del floculador

DATOS	CLAVE	UNIDADES	VALOR			
			(1 Floculador)	Compartimiento 1	Compartimiento 2	Compartimiento 3
Ancho del floculador	W	m	2			
Número de compartimentos	n	adm	3			
Número de propelas/comp	np	adm		4	4	4
Ancho de cada paleta	wp	m	0.017	0.017	0.017	0.017
Largo de cada paleta	lp	m	0.254	0.254	0.254	0.254
Área de cada paleta	ap	m ²	0.004	0.004	0.004	0.004
Área total de propelas/comp	atp	m ²	0.1032256	0.1032256	0.1032256	0.1032256
Coefficiente de arrastre	CD	adm	1.5	1.5	1.5	1.5
Velocidad de rotación propela	v	m/s	0.09 - 0.91	0.09 - 0.92	0.09 - 0.93	0.09 - 0.94
Diámetro de separación de paletas externas	D ₁	m	0.38	0.38	0.38	0.38
Diámetro de separación paletas intermedias	D ₂	m	0.28	0.28	0.28	0.28
Diámetro de separación de paletas internas	D ₃	m	0.17	0.17	0.17	0.17
Gradiente de velocidad	G	s ⁻¹	45.00	100	20	15

Número de tanques	Volumen total (m ³)	Ancho (m)	Área del perfil (m ²)	Largo de cada compartimento (m ²)	Largo total del floculador (m)	Área transversal (m ²)	Relación área de propela/sección transversal	Potencia total Compartimiento 1 (W)	Potencia total Compartimiento 2 (W)	Potencia total Compartimiento 3 (W)
1.0000	0.6250	1.2700	0.4921	0.4050	1.2150	0.5144	20.0687			
								1	1	1

Potencia por propela (W)	rpm1	rpm2	Velocidad de rotación periferia exterior v1 (m/s)	Potencia por propela (W)	rpm1	rpm2	Velocidad de rotación periferia exterior v1 (m/s)	Potencia por propela (W)	rpm1	rpm2	Velocidad de rotación periferia exterior v1 (m/s)
0.5254872	0.427	25.60	0.51	0.02	0.1459	8.76	0.17	0.011823	0.1206	7.23	0.14
1.00				1.00				1.00			

SEDIMENTADOR

Parámetros	Ecuaciones	DATOS	CLAVE	UNIDADES	VALOR
Volumen	$V=Q \cdot T$	Gasto	Q	m ³ /h	30
Área superficial	$A_s = Q/V_i$	Viscosidad cinemática 20 C	v	m ² /s	1.01E-06
Longitud	$L = A_s / \# \text{tanques} \cdot W$	Velocidad de sedimentación	V _i	m ³ /m ²	18.4
Fondo	$D = V_i A_s$	Velocidad de carga de vertederos	Cv	m ³ /m	220.5
Relación L/W	2 l hasta 5 l	Tiempo de retención	T	h	2.5
		Largo de vertedero	Lv	m	0.13

Núm de Tanques superiores	Volumen (m ³)	Área de superficie total (m ²)	Fondo (m)	Ancho (m)	Largo (m)	Relación L/W
1	3	1.6	2	0.7	2.5	4
2	0.8	2	2	0.7	1.3	1.3
3	1	0.5	2	0.7	0.8	1
4	1	0.4	2	0.7	0.6	1
5	1	0.3	2	0.7	0.5	1
6	1	0.3	2	0.7	0.4	1

FILTRO MIXTO

LECHO DE ANTRACITA

DATOS	CLAVE	UNIDADES	VALOR
Gasto	Q	m ³ /s	3.47E-04
Velocidad local	V _o	m ³ /m ² ·s	0.0013600
Densidad del agua a 20 C	ρ	g/m ³	1000
Viscosidad cinemática 20 C	v	m ² /s	1.01E-06
Viscosidad dinámica 20 C	μ	N/m ²	1.01E-03
Tamaño efectivo antracita	d _{part}	m	0.0008
Factor de forma antracita	k _{an}	adim	0.75
Porosidad efectiva antracita	cas	adim	0.4
Altura del lecho de antracita	D _{an}	m	0.3
Densidad relativa antracita	(γ _{an})		1.2
Área máxima de filtración	AMF	m ²	193

Área filtrante	Reynolds	Coefficiente de arrastre	Caja de presión Ec. de Rosin	Reynolds	Coefficiente de arrastre	Caja de presión Ec. de Rosin
AFT	Re	CD	ΔP	Re	CD	ΔP
m ²	d _p = 0.0008		D _{an} = 0.3	d _p = 0.002		D _{an} = 0.3
0.26	0.8087	29.6765	1143.8907	2.0218	14.3204	220.7847
0.17	1.2131	22.8481	1981.5510	3.0327	9.9764	346.0901
0.09	2.4262	12.1582	4217.7739	6.0654	5.5150	765.2779
0.05	4.0377	7.7770	7472.1815	10.0942	3.6619	1407.3303

Caja de presión local	Pérdida de presión total de restricción	Altura total del lecho expandido	Altura total del filtro	Volumen del filtro
ΔP _T	ΔP _{rt}	D _{et} (m)	D _t total (m)	m ³
N/gm ²	(k. g/cm ²)	0.45	0.90	0.23
519.50	3112.96			

Tiempo de operación	Largo y Ancho
min	m
11.1	0.51

Área filtrante	Reynolds	Coefficiente de arrastre	Caja de presión Ec. de Rosin	Reynolds	Coefficiente de arrastre	Caja de presión Ec. de Rosin
AFT	Re	CD	ΔP	Re	CD	ΔP
m ²	d _p = 0.0008		D _{an} = 0.41	d _p = 0.002		D _{an} = 0.41
0.26	0.8087	29.6765	2325.9111	2.0218	14.3204	448.9492
0.17	1.2131	22.8481	4029.1537	3.0327	9.9764	703.7165
0.09	2.4262	12.1582	8578.1403	6.0654	5.5150	1556.0650
0.05	4.0377	7.7770	15193.4357	10.0942	3.6619	2861.5717

RETROLAVADO

Velocidad inicial supuesta de sedimentación	Reynolds en el retrolavado	Coefficiente de arrastre en retrolavado	Velocidad de sedimentación calculada	Velocidad de sedimentación	Velocidad de sedimentación calculada	Velocidad recomendada
V _o	N _{re}	C _{Dr}	V _o	V _o	V _o	V _o
(m/s)	d _p = 0.0008		ρ = 1.2		ρ = 1.6	
0.00102	0.8085	39.5688	43.45	0.7339	26.74	0.4749
0.00136	0.8087	29.6765	57.49	0.8498	30.30	0.4906
	d _p = 0.002		ρ = 1.2		ρ = 1.6	
0.00102	1.5164	18.6037	41.93	0.6788	24.71	0.3919
0.00136	2.0218	14.3204	47.79	0.7737	27.39	0.4467

	Altura del lecho expandido	Desp/Dan	Pérdida de presión de retrolavado	Altura del lecho expandido	Desp/Dan	Pérdida de presión de retrolavado
	$\rho = 1.2$		Ave	$\rho = 1.6$		Ave
Dan = 0.3	0.3019	1.0062	353.1600	0.3019	1.0062	1059.4800
	0.3019	1.0062		0.3019	1.0062	
Dan = 0.61	0.6138	1.0062	718.0920	0.6138	1.0062	
	0.6138	1.0062		0.6138	1.0062	
	$\rho = 0.012$			$\rho = 1.6$		
Dan = 0.3	0.3019	1.0062	353.1600	0.3019	1.0062	2154.2760
	0.3019	1.0062		0.3019	1.0062	
Dan = 0.61	0.6138	1.0062	718.0920	0.6138	1.0062	
	0.6138	1.0062		0.6138	1.0062	

LECHO DE ARENA

DATOS	CLAVE	UNIDADES	VALOR
Gasto	Q	m ³ /s	3.47E-04
Velocidad inicial	Va	m ³ /m ² -s	0.0013600
Densidad del agua a 20 C	ρ	kg/m ³	1000

Viscosidad cinemática 20 C	ν	m ² /s	1.01E-06
Viscosidad dinámica 20 C	μ	N/m ² -s	1.01E-03
Tamaño efectivo arena	d ₉₅	m	0.0004
Factor de forma arena	ks	adim	0.82
Porosidad efectiva arena	car	adim	0.45
Altura del lecho de arena	Dar	m	0.15
Densidad relativa arena	(ρ_{ra})		2.65
Área máxima de fijación	ANF	m ²	193

Área filtrante	Reynolds	Coefficiente de arrastre	Caja de presión Ec. de Rosen	Reynolds	Coefficiente de arrastre	Caja de presión Ec. de Rosen
AFT	Re	CD	ΔP	Re	CD	ΔP
m ²	$d_p = 0.0004$		Dar = 0.15	$d_p = 0.0008$		Dar = 0.15
0.26	0.4421	54.2862	1194.8111	0.8842	27.1431	254.2907228
0.17	0.6632	36.1908	1782.2167	1.3263	21.0404	520.9731
0.09	1.3263	21.0404	4167.7850	2.6526	11.2297	1112.2173
0.05	2.2073	13.2325	7259.6136	4.4145	7.2045	1976.2538

Área filtrante	Reynolds	Coefficiente de arrastre	Caja de presión Ec. de Rosen	Reynolds	Coefficiente de arrastre	Caja de presión Ec. de Rosen
AFT	Re	CD	ΔP	Re	CD	ΔP
m ²	$d_p = 0.0004$		Dar = 0.31	$d_p = 0.0008$		Dar = 0.31
0.26	0.4421	54.2862	2469.2783	0.8842	27.1431	417.3191
0.17	0.6632	36.1908	3703.8144	1.3263	21.0404	1076.6778
0.09	1.3263	21.0404	8613.4223	2.6526	11.2297	2298.5824
0.05	2.2073	13.2325	15003.2014	4.4145	7.2045	4084.2579

RETROLAVADO

Velocidad inicial supuesta de sedimentación	Reynolds en el retrolavado	Coefficiente de arrastre en retrolavado	Velocidad de sedimentación calculada	Velocidad ascendente
Va	ν_{re}	ν_{re}	Vac	Va
(m/s)	$d_p = 0.0004$			
0.00102	0.3316	72.3876	16.55	0.4332
0.00136	0.4421	54.2862	19.11	0.5236
	$d_p = 0.0008$			
0.00102	0.6632	36.1908	16.55	0.4332
0.00136	0.8842	27.1431	19.11	0.5236

	Altura del lecho expandido	Desp/Dan	Pérdida de presión de retrolavado
	$d_p = 0.0004$		Ave
Dan = 0.15	0.1510	1.0062	1335.3483
	0.1510	1.0062	
Dan = 0.31	0.3120	2.0031	5349.91
	0.3120	2.0031	
	$d_p = 0.0008$		
Dan = 0.15	0.1510	1.0062	1335.3483
	0.1510	1.0062	
Dan = 0.31	0.3120	2.0031	5349.91
	0.3120	2.0031	

ADSORCIÓN SOBRE CARBÓN ACTIVADO

Parámetros	Ecuaciones	DATOS	CLAVE	UNIDADES	VALOR
Tiempo de operación	$t_p = \frac{Q \cdot \ln(C_0/C_1)}{Q \cdot (C_0 - C_1)}$	Gasto	Q	m ³ /s	3.47E-04
Altura crítica de lecho	$Z_0 = \frac{v \cdot \ln(C_0/C_1)}{K \cdot (C_0 - C_1)}$	Velocidad lineal	Va	m ³ /m ² ·s	0.004166667
Área de filtración	$A = Q \cdot v \cdot t$	Capacidad de adsorción máx	q _{max}	kg/m ³	1123
Altura de lecho	$Z = D \cdot A$	Viscosidad cinemática 20°C	v	m ² /s	1.01E-06
Capacidad de adsorción	$K = 1/(C_0^{1/n} \cdot \ln(C_0/C_1))$	Viscosidad dinámica 20°C	μ	N ² /m ²	1.14E-03
Constante de velocidad	$X_0 = 1/K \cdot \ln(C_0/C_1)$	Concentración del influente	C ₀	kg/m ³	0.14
Profundidad del lecho (m)	$X = 1/K \cdot \ln(C_0/C_1)$	Concentración del efluente	C ₁	kg/m ³	0.007
Concentración del efluente	$C_1 = C_0 \cdot 5\%$	Porosidad efectiva antracita	ε _{an}	adm.	0.4
		Densidad del carbón activado	ρ _{CA}	kg/m ³	450
		Velocidad de adsorción	K	L/(mg·min)	354
		EBTC	t	m ³ (kg t)	0.0062
		Carga Hidráulica	C _h	m ³ /m ² ·h	600
					15
					0.004166667
		ancho recomendado	w	m	0.6

Número de unidades	Valores del lecho (m)	Mc	Volumen Total de Líquido Vt	Tiempo de operación	To en días	Consumo de Carbón por día	Área transversal de la columna	Altura del lecho	Altura de la Columna	Largo del filtro	Ancho del filtro
1	0.21	93.7440	13392.00	38571428.57	446	2.4304E-06	8.33E-02	2.50	3.75	0.14	0.60
2	0.10	46.8720	6696.00	19285714.29	223	1.2152E-06	8.33E-02	1.25	1.88	0.28	0.30
3	0.07	31.2480	4464.00	12857142.86	149	8.1013E-07	8.33E-02	0.83	1.25	0.42	0.20
4	0.05	23.4360	3348.00	9642857.14	112	6.0760E-07	8.33E-02	0.63	0.94	0.56	0.15
5	0.04	18.7488	2678.40	7714285.71	89	4.8608E-07	8.33E-02	0.50	0.75	0.69	0.12

CLORACIÓN

Parámetros	Ecuaciones	Datos de diseño del Tanque de Cloración	CLAVE	UNIDADES	VALOR
Volumen del reactor (rectangular)	$V = Q \cdot t$	DATOS			
Ancho del reactor (geometría cuadrada)	$W = (V/25)^{1/3}$	Flujo de agua bruta	Q	m ³ /s	3.47E-04
Altura del reactor	$H = 1.25 \cdot W$	Tiempo de residencia	t	s	90
Producto Cl	$Cl_2 = 0.9847 \cdot C^{1.75} \cdot pH^{-2.75} \cdot T^{-2.145}$	Dosis	D	mg/L	100
		Cloro residual	Cr	mg/L	0.2
		pH	pH		7
		Temperatura	T	°C	25
		Concentración del cloro	C	mg/L	0.2029
		Demanda de Cloro	DC	mg/L	9.8

Número de tanques	Valores total (m)	Ancho (m)	Largo (m)	Alto (m)
1	0.31	0.63	0.63	0.79
2	0.16	0.50	0.50	0.62
3	0.10	0.44	0.44	0.55

ANEXO V. ANÁLISIS ADICIONALES REALIZADOS A LOS DOS TIPOS DE AGUA RESIDUAL

Durante el tratamiento de los dos tipos de agua residual, se realizaron ensayos del contenido de nitrógeno total Kjeldahl (NTK) y nitrógeno amoniacal (N-NH₃) en el agua cruda y en el agua tratada con los distintos métodos; en el caso del agua residual del tipo doméstico, también se realizaron análisis del contenido de fósforo total (PT) y orto-fosfatos (Orto-P). El cálculo para conocer el contenido de los parámetros antes mencionados se encuentra en el Anexo I del presente trabajo. Los resultados obtenidos se presentan a continuación:

Agua residual procedente de P.T.A.R.C.U.

Eliminación de Nitrógeno

Durante el tratamiento del agua residual del tipo doméstico con el método de Fenton, los resultados de los ensayos realizados para conocer el contenido de NTK y N-NH₃ se presentarán a continuación.

Tabla A.1 Valores y porcentajes de remoción de NTK y N-NH₃ reactivo de Fenton en los dos primeros muestreos.

	Parámetro (mg/L)	Agua Cruda	25 mg Fe ²⁺ /L	% Remoción
Primer Muestreo	NTK	43.4	40.0	8.1
	N-NH ₃	42.7	27.3	36.1
Segundo Muestreo	NTK	45.5	33.6	26.2
	N-NH ₃	36.4	17.5	52.0

Se observa que en, el agua colectada durante los dos primeros muestreos realizados en los meses de enero y febrero del 2002, la remoción del NTK siempre es menor que la conseguida para el nitrógeno amoniacal. También hay que resaltar que los valores de N-NH₃ y NTK en el agua cruda del primer muestreo son más cercanos entre sí que los obtenidos durante el segundo muestreo.

Respecto a los análisis realizados al agua procedente de 8 muestreos distintos realizados durante el mes de febrero, las primeras dos semanas de abril y las dos primeras semanas del mes de octubre de 2002, a continuación se muestra un análisis estadístico de los resultados obtenidos:

Tabla A.2. Análisis estadístico de los valores de NTK y N-NH₃ y su porcentaje de remoción mínimo y máximo con reactivo de Fenton para siete muestreos.

Parámetro (mg/L)	Agua Cruda		25 mg Fe ²⁺ /L		% Remoción	
	Valor Promedio	Desviación Estándar	Valor Promedio	Desviación Estándar	Mínimo	Máximo
NTK	36.4	5.2	29.8	9.2	0.0	50.0
N-NH ₃	26.3	8.3	23.5	3.5	0.0	26.3

Como se puede observar, la remoción máxima de nitrógeno total Kjeldahl es doblemente superior a la del nitrógeno amoniacal, lo cual es opuesto a lo obtenido en los dos primeros muestreos. Considerando que esta tendencia se obtuvo con agua de composición variable se confirma la capacidad que tiene la reacción para reducir los valores de estos parámetros.

En cuanto a los análisis realizados con FeCl₃, no se puede confirmar que el coagulante sea capaz de eliminar el nitrógeno porque no hay reproducibilidad de resultados a pesar de haber realizado el tratamiento al agua que presentaba una composición con concentración de contaminantes media (la de mejores condiciones).

Tabla A.3. Valores y porcentajes de remoción de NTK y N-NH₃ para FeCl₃.

	Parámetro (mg/L)	Agua Cruda	25 mg Fe ³⁺ /L	% Remoción
Primer Muestreo	NTK	29.4	30.1	0.0
	N-NH ₃	22.4	17.9	20.3
Segundo Muestreo	NTK	37.8	30.8	18.5
	N-NH ₃	21.0	23.8	0.0

Aplicando la dosis óptima de Tecnofloc 4113 al agua que presentaba la concentración de contaminantes media en los siguientes dos ensayos se obtuvo una remoción aceptable para nitrógeno tanto amoniacal como total. Por eso podría ser una buena opción de tratamiento de los mismos, sin embargo, tendría que confirmarse si el coagulante tiene la capacidad de remoción con porcentajes similares en un agua con concentración más fuerte de contaminantes.

Tabla A.4. Valores y porcentajes de remoción de NTK y N-NH₃ para Tecnofloc 4113.

	Parámetro (mg/L)	Agua Cruda	25 mg Fe ³⁺ /L	% Remoción
Primer Muestreo	NTK	29.4	23.1	21.4
	N-NH ₃	22.4	16.3	27.1
Segundo Muestreo	NTK	37.8	22.4	40.7
	N-NH ₃	21.0	18.2	13.3

Eliminación de Fósforo

Se realizó un análisis del contenido de fósforo total y de Orto-fosfatos en agua de concentración de contaminantes media tratada con reactivo de Fenton, FeCl_3 y Tecnofloc 4113.

Cuando el agua fue tratada con el reactivo de Fenton se obtuvieron reducciones con porcentajes de remoción de fósforo total de 49% en un primer ensayo y de 93.4% en un segundo ensayo, es decir que el porcentaje aumenta cuando el contenido de fósforo total en el agua cruda es mayor. El análisis del contenido de Orto-fosfatos realizado en el primer ensayo, comprueba que es posible una eliminación efectiva de los mismos pudiendo considerar el método como una buena opción de tratamiento para ambos parámetros.

Tabla A.5. Valores y porcentajes de remoción de PT y Orto-P medidos con reactivo de Fenton.

	Parámetro (mg/L)	Agua Cruda	25 mg Fe^{2+} /L	% Remoción
Primer Ensayo	PT	6.1	4.7	49.4
	Orto-P	2.9	0.3	90.4
Segundo Ensayo	PT	57.6	3.8	93.4

En un primer análisis del contenido de fósforo total en el agua tratada con FeCl_3 se observó que éste no era capaz de reducir su contenido, y sin embargo mostró una remoción alta (mayor al 90%) en el contenido de orto-fosfatos. En un segundo ensayo reivindica el resultado obtenido respecto a la capacidad de remoción del fósforo total cuando el agua cruda presenta un valor alto del mismo pero no es suficiente para afirmar que el coagulante resultará una opción confiable de tratamiento.

Tabla A.6. Valores y porcentajes de remoción de PT y Orto-P medidos con FeCl_3 .

	Parámetro (mg/L)	Agua Cruda	25 mg Fe^{3+} /L	% Remoción
Primer Ensayo	PT	6.1	11.7	0.0
	Orto-P	2.9	0.2	93.0
Segundo Ensayo	PT	57.6	11.7	79.8

Aplicando la dosis de 100 mg/L de coagulante orgánico en ambos análisis se obtuvo una remoción baja de ambos parámetros comparada con la obtenida con los métodos anteriores resultando en definitiva, ser mejor el método de Fenton.

Tabla A.7. Valores y porcentajes de remoción de PT y Orto-P medidos con Tecnofloc 4113.

	Parámetro (mg/L)	Agua Cruda	25 mg Fe^{3+} /L	% Remoción
Primer Ensayo	PT	6.1	4.5	25.4
	Orto-P	2.9	1.4	52.6
Segundo Ensayo	PT	57.6	30.1	47.7

Eliminación de Nitrógeno en el agua residual procedente de la lavandería.

Eliminación de Nitrógeno

Se realizó el análisis del contenido de nitrógeno total Kjeldahl y de nitrógeno amoniacal en el agua obtenida del segundo muestreo (de mejores condiciones) procedente de la empresa de lavandería tratada con el reactivo de Fenton y el coagulante cloruro férrico.

Los resultados obtenidos con el reactivo de Fenton se presentan a continuación:

Tabla A.8. Porcentajes de remoción de NTK y N-NH₃ con distintas dosis de reactivo de Fenton.

Parámetro	25 mg/L	50 mg/L	100 mg/L	200 mg/L
NTK	0.0	4.76	0.0	1.59
N-NH ₃	0.0	4.76	0.0	1.59

Como se puede apreciar la remoción de nitrógeno tanto total como amoniacal sólo se presenta en dos casos, resultando mejor con la dosis óptima encontrada de 50 mg Fe²⁺/L.

En el caso de la aplicación del cloruro férrico, con una dosis de 25 mg F³⁺/L a distintos valores de pH en el agua, se aprecia que la mejor remoción se presenta a un valor de pH de 8, a pesar de que 4 fue el valor óptimo encontrado respecto a los demás parámetros medidos.

Tabla A.9. Porcentajes de remoción de NTK y N-NH₃ con distintos valores de pH con FeCl₃.

Parámetro	3.5	4	5	6	7	8
NTK	20.8	2.1	8.3	14.6	8.3	37.5
N-NH ₃	20.8	2.1	8.3	14.6	8.3	37.5

Con dosis de cloruro férrico desde 25 hasta 200 mg Fe³⁺/L aun pH superior a 7 se obtuvo que sólo es posible remover el nitrógeno con la dosis de 50 mg Fe³⁺/L, la cual resultó ser la dosis óptima del agua a tratar respecto a los demás parámetros medidos.

Tabla A.10. Porcentajes de remoción de NTK y N-NH₃ con distintos valores de pH con FeCl₃.

Parámetro	25 mg/L	50 mg/L	100 mg/L	200 mg/L
NTK	0.0	6.9	0.0	0.0
N-NH ₃	0.0	6.9	0.0	0.0

El cloruro férrico ofrece una ligera remoción de nitrógeno. Se postula que, en este caso, la remoción de nitrógeno se debe al nitrógeno asociado a la materia en suspensión que se separa del agua por sedimentación. El cloruro férrico no tiene un efecto sobre el nitrógeno disuelto.

ANEXO VI. FOTOGRAFÍAS



Figura A11. Aparato de Destilación Labconco 65000 (Prueba de Nitrógeno total y amoniacal)



Figura A12. Termo reactor TH904 para la digestión de muestras para la determinación de la demanda química de oxígeno.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

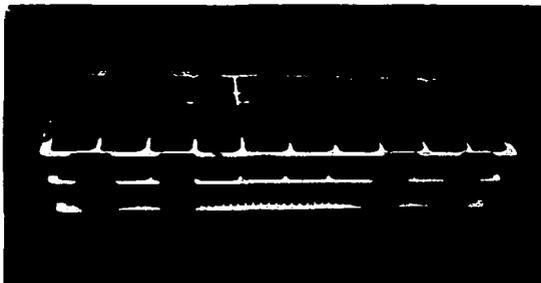


Figura A13. Celdas para la determinación de la demanda química de oxígeno).

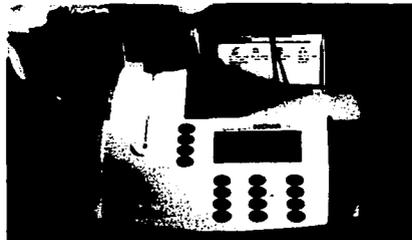


Figura A14. Fotómetro MERCK Spectroquant Nova 60 (Demanda química de oxígeno).



Figura A15. Turbidímetro ORBECOHELLIGE 966

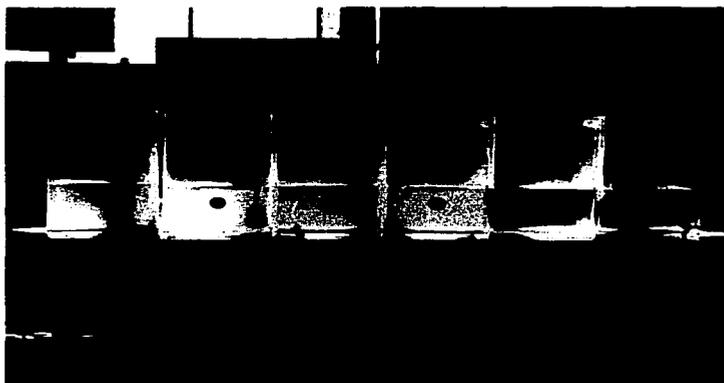


Figura A16. Colorímetro HANNA HI 93727

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**



Figuras A17. Prueba de Jarras con los 3 métodos (de derecha a izquierda: Fenton, FeCl₃, Tecnofloc 4113)



Figuras A18. Prueba de Jarras con los 3 métodos (de derecha a izquierda: Fenton, FeCl₃, Tecnofloc 4113)

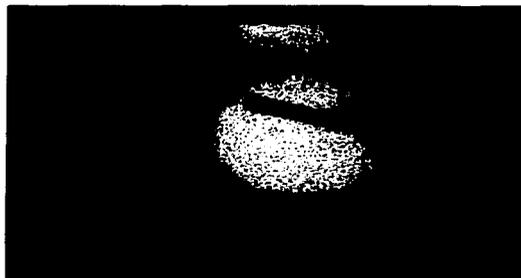
TESIS CON
FALLA DE ORIGEN



Figuras A19. Jarra con reactivo de Fenton



Figuras A20. Jarra con reactivo de $FeCl_3$



Figuras A21. Jarra con Tecnofloc 4113.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN