



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

**PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN
INGENIERÍA**

FACULTAD DE INGENIERÍA

**EVALUACIÓN DEL ÁCIDO PERACÉTICO, RADIACIÓN
ULTRAVIOLETA Y CLORO PARA LA DESINFECCIÓN DE UNA
FUENTE NO CONVENCIONAL DE AGUA (VALLE DE TULA)**

T E S I S

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRA EN INGENIERÍA

INGENIERÍA AMBIENTAL – AGUA

P R E S E N T A :

JUDITH TRUJILLO MACHADO

TUTOR:

DR. JOSÉ ANTONIO BARRIOS PÉREZ



2006



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

JURADO ASIGNADO:

Presidente: DRA. KLIMOVA BERESTNEVA TATIANA EUGENIEVNA

Secretario: M.I. RAMÍREZ GONZÁLEZ ANTONIO

Vocal: DR. BARRIOS PÉREZ JOSÉ ANTONIO

1^{er}. Suplente: DR. MARTÍNEZ PEREDA PEDRO

2^{do}. Suplente: DRA. ORTA LEDESMA MARÍA TERESA

Lugar donde se realizó la tesis:

INSTITUTO DE INGENIERÍA

TUTOR DE TESIS:

DR. JOSÉ ANTONIO BARRIOS PÉREZ

A mis padres y hermanos

Al compañero inagotable, Darío

Agradecimientos

A la UNAM y al IINGEN por haberme permitido formar parte de ellos y brindarme las herramientas necesarias durante mis estudios.

A CONACYT y DGEP, por concederme la beca de apoyo y de esta forma poder concluir satisfactoriamente los estudios de maestría.

A la Dirección General de Asuntos del Personal Académico de la UNAM por el apoyo brindado a través del proyecto PAPIIT IN102702 "Potabilización de una fuente no convencional mediante membranas y desinfección UV o Cl₂".

A la Dra. Tatiana Klimova, M.I. Antonio Ramírez González, Dr. Pedro Martínez Pereda y Dra. María Teresa Orta Ledesma por sus comentarios y sugerencias para complementar esta tesis.

*Un reconocimiento especial al **Dr. José Antonio Barrios Pérez** por contribuir con su conocimiento y experiencia en la realización de esta tesis, así como también por la orientación y apoyo recibidos en todo momento.*

A mis amigos del Instituto de Ingeniería por su apoyo y su agradable compañía y sobretodo por los buenos momentos que hemos compartido.

...y a todos los que de alguna forma han estado a mi lado.

GRACIAS.

CONTENIDO

ABREVIATURAS.	i
LISTA DE FIGURAS.	ii
LISTA DE TABLAS.	iii
INTRODUCCIÓN.	v
JUSTIFICACIÓN.	viii
HIPÓTESIS.	ix
OBJETIVOS.	ix
METAS.	ix
I. ANTECEDENTES.	1
1.1. Fuentes no convencionales.	1
1.2. Descripción del sitio y su problemática.	3
1.3. Riesgos de la cloración.	5
1.4. Alternativas para el control de los SPD.	5
II. FUNDAMENTOS TEÓRICOS.	8
2.1. Desinfección.	8
2.1.1. Definición.	8
2.1.2. Características deseables en un desinfectante.	9
2.1.3. Factores que influyen en la desinfección.	10
2.2. Desinfección con ácido peracético (APA)	11
2.2.1. Antecedentes.	11
2.2.2. Mecanismos de desinfección.	11
2.2.3. Aplicaciones.	12
2.2.4. Ventajas y desventajas.	13
2.2.5. Costo.	13
2.3. Desinfección con luz ultravioleta (UV)	14
2.3.1. Antecedentes.	14
2.3.2. Origen de la luz UV.	14
2.3.3. Mecanismos de desinfección.	15
2.3.3.1. <i>Reactivación</i>	15
2.3.3.2. <i>Interferencias</i>	16
2.3.4. Dosis de UV requeridas.	17
2.3.5. Ventajas y desventajas.	18
2.3.6. Costo.	18
2.4. Desinfección con cloro.	19
2.4.1. Antecedentes.	19

2.4.2.	Reacciones del cloro.	20
2.4.3.	Demanda de cloro.	21
2.4.4.	Modo de acción.	22
2.4.5.	Ventajas y desventajas.	23
2.4.6.	Costo.	24
2.4.7.	Subproductos de la cloración.	24
	2.4.7.1. Trihalometanos.	25
	2.4.7.2. Riesgos a la salud.	26
	2.4.7.3. Control de THM.	27
2.5.	Nanofiltración.	28
2.5.1.	Antecedentes de la nanofiltración.	29
2.5.2.	Aplicaciones.	30
2.5.3.	Materiales de las membranas	30
2.5.4.	Ensuciamiento y limpieza.	32
2.5.5.	Costo.	32
III.	METODOLOGÍA.	33
3.1.	Ubicación y descripción del sitio.	33
3.2.	Preparación del material.	34
3.3.	Muestreo.	34
3.4.	Descripción de las técnicas analíticas empleadas.	35
3.4.1.	Caracterización del agua.	35
3.4.2.	Desinfección con ácido peracético.	36
3.4.3.	Desinfección con luz ultravioleta.	38
3.4.4.	Desinfección con cloro.	40
3.4.5.	Evaluación del PFTHM.	42
3.4.6.	Nanofiltración.	43
3.5.	Análisis estadístico.	44
IV.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.	46
4.1.	Caracterización fisicoquímica y microbiológica del manantial	46
4.2.	Determinación de la dosis óptima de APA.	50
4.2.1.	Decaimiento de coliformes totales.	50
4.2.2.	Decaimiento de coliformes fecales.	51
4.3.	Determinación de la dosis óptima de luz UV.	53
4.3.1.	Decaimiento de coliformes totales	53
	4.3.1.1. Reactivación de CT en presencia y ausencia de luz solar	54
4.3.2.	Decaimiento de coliformes fecales	55
	4.3.2.1. Reactivación de CF en presencia y ausencia de luz solar	56
4.3.3.	Decaimiento de estreptococos fecales.	58
	4.3.3.1. Reactivación de EF en presencia y ausencia de luz solar	59
4.4.	Determinación de la dosis óptima de cloro.	61

4.4.1. Decaimiento de coliformes totales	61
4.4.2. Decaimiento de coliformes fecales.	62
4.4.3. Demanda de cloro (punto de quiebre)	63
4.4.4. Potencial de formación de trihalometanos.	67
4.5. Nanofiltración.	70
4.5.1. Caracterización fisicoquímica y microbiológica del permeado.	70
4.5.2. Demanda de cloro del permeado (punto de quiebre)	75
4.5.3. Potencial de formación de trihalometanos.	78
4.6. PFTHM basado en diferentes modelos.	80
V. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.	84
REFERENCIAS.	86
ANEXOS.	91

ABREVIATURAS

AA	Ácido acético
ADN	Ácido desoxirribonucleico
AHA	Ácidos haloacéticos
ARN	Ácido ribonucleico
AWWA	<i>American Water Works Association</i>
BDCM	Bromodiclorometano
CF	Coliformes fecales
COD	Carbono orgánico disuelto
COT	Carbono orgánico total
CT	Coliformes totales
DBCM	Dibromoclorometano
DPD	<i>NN</i> , dietil- <i>p</i> -fenilendiamina
EF	Estreptococos fecales
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i>
HCl	Ácido clorhídrico
HOCl	Ácido hipocloroso
IARC	<i>International Agency for Research on Cancer</i>
IDS	Índice de densidad de sedimentos
INEGI	Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática
L	Litro
mg	Miligramo
mL	Mililitro
MON	Materia orgánica natural
NF	Nanofiltración
NH ₃ -N	Nitrógeno amoniacal
nm	Nanómetro
NMC	Nivel máximo de contaminante
NOM	Norma Oficial Mexicana
NTP	<i>National Toxicology Program</i>
OCl ⁻	Ion hipoclorito
OI	Ósmosis inversa
OMS	Organización Mundial de la Salud
TFE	Tetrafluoroetileno
PFTHM	Potencial de formación de trihalometanos
PH	Peróxido de hidrógeno
s	Segundo
SDT	Sólidos disueltos totales
SPD	Subproductos de la desinfección
SRRAR	Sistema de regeneración y reúso de aguas residuales
THM	Trihalometanos
TOX	Halógenos orgánicos totales
UF	Ultrafiltración
UFC	Unidades formadoras de colonias
UTN	Unidades de turbiedad nefelométricas
UV	Luz ultravioleta
UVA	Absorbancia ultravioleta
UVT	Transmitancia ultravioleta
µg	Microgramo

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1.	Localización del Valle de Tula.	3
Figura 1.2.	Localización satelital del manantial Cerro Colorado.	4
Figura 2.1.	Espectro electromagnético.	15
Figura 2.2.	Dimerización de tiamina-tiamina provocada por la exposición a la luz UV.	15
Figura 2.3.	Posible mecanismo de reparación de los ácidos nucleicos dañados por la luz UV.	16
Figura 2.4.	Cantidades relativas de HOCl y OCl ⁻ en diferentes valores de pH.	20
Figura 2.5.	Reacciones del cloro en el agua.	21
Figura 2.6.	Funcionamiento de una membrana.	28
Figura 2.7.	Funcionamiento de la osmosis inversa.	29
Figura 2.8.	Funcionamiento de una membrana de nanofiltración.	30
Figura 3.1.	Manantial Cerro Colorado.	33
Figura 3.2.	Equipo empleado para la medición de pH, turbiedad, conductividad, SDT, bromo, NH ₃ -N, absorbancia y transmitancia UV.	36
Figura 3.3.	Frascos en donde se llevó a cabo la desinfección con APA.	36
Figura 3.4.	Diagrama de flujo para la determinación de la dosis óptima de APA.	37
Figura 3.5.	Equipo empleado para la desinfección con luz UV.	38
Figura 3.6.	Siembra de CT, CF y EF.	38
Figura 3.7.	Frascos empleados en la prueba de reactivación.	39
Figura 3.8.	Diagrama de flujo para la determinación de la dosis óptima de luz UV.	40
Figura 3.9.	Diagrama de flujo para la determinación de la dosis óptima de Cloro.	42
Figura 3.10.	Funcionamiento del equipo de nanofiltración.	43
Figura 3.11.	Diagrama de flujo de toda la experimentación a realizar en el presente trabajo.	45
Figura 4.1.	Curva de decaimiento de CT en presencia de APA.	50
Figura 4.2.	Curva de decaimiento de CF en presencia de APA.	51
Figura 4.3.	Curva de decaimiento de CT en presencia de luz UV.	53
Figura 4.4.	Recrecimiento de CT en presencia y ausencia de luz solar.	55
Figura 4.5.	Curva de decaimiento de CF en presencia de luz UV.	56
Figura 4.6.	Recrecimiento de CF en presencia y ausencia de luz solar con una dosis de 24 mW.s/cm ²	57
Figura 4.7.	Recrecimiento de CF en presencia y ausencia de luz solar con una dosis de 14.4 mW.s/cm ²	57
Figura 4.8.	Curva de decaimiento de EF en presencia de luz UV.	58
Figura 4.9.	Recrecimiento de EF en presencia de luz solar.	59
Figura 4.10.	Curva de decaimiento de CT aplicando cloro.	61
Figura 4.11.	Curva de decaimiento de CF aplicando cloro.	62
Figura 4.12.	Demanda de cloro del agua del manantial Cerro Colorado.	63
Figura 4.13.	PFTHM del agua cruda del manantial Cerro Colorado.	67
Figura 4.14.	Comportamiento del pH antes y después de la nanofiltración.	71
Figura 4.15.	Comportamiento de la temperatura antes y después de la nanofiltración.	71
Figura 4.16.	Comportamiento del bromo antes y después de la nanofiltración.	71
Figura 4.17.	Comportamiento de la conductividad antes y después de la nanofiltración.	72
Figura 4.18.	Comportamiento de los SDT antes y después de la nanofiltración.	72
Figura 4.19.	Comportamiento de la turbiedad antes y después de la nanofiltración.	72
Figura 4.20.	Comportamiento de la UVA antes y después de la nanofiltración.	72
Figura 4.21.	Comportamiento de la UVT antes y después de la nanofiltración.	73
Figura 4.22.	Comportamiento del COT antes y después de la nanofiltración.	73
Figura 4.23.	Comportamiento del NH ₃ -N antes y después de la nanofiltración.	73
Figura 4.24.	Comportamiento de los CT antes y después de la nanofiltración.	74
Figura 4.25.	Comportamiento de los CF antes y después de la nanofiltración.	74
Figura 4.26.	Comportamiento de los EF antes y después de la nanofiltración.	74
Figura 4.27.	Demanda de cloro del permeado de la NF.	75
Figura 4.28.	PFTHM del agua cruda del manantial Cerro Colorado.	78
Figura 4.29.	PFTHM del agua cruda y del permeado de la NF.	79
Figura B1.	Interacción de la dosis de cloro y tiempo de contacto.	101
Figura C1.	Correlación entre el PFTHM y la absorbancia UV a 254 nm.	107
Figura C2.	Correlación entre el PFTHM y el COT.	107
Figura C3.	Correlación entre el COT y la absorbancia UV a 254 nm.	107

LISTA DE TABLAS

Tabla i.	Eficiencia de remoción de precursores de SPD.	vi
Tabla 1.1.	Reutilización de aguas residuales en varios países.	2
Tabla 2.1.	Patógenos y enfermedades transmitidas por el agua.	9
Tabla 2.2.	Comparación de diferentes métodos de desinfección.	10
Tabla 2.3.	Dosis UV en mWs/cm ² para inactivar una población microbiana en 1 Log (90%) y 2 Log (99%).	17
Tabla 2.4.	Dosis típica de cloro en plantas potabilizadoras.	22
Tabla 2.5.	Valores de Ct para diferentes organismos empleando cloro como desinfectante.	23
Tabla 2.6.	Costo de la cloración.	24
Tabla 2.7.	Regulación de THM en agua potable en varios países (µg/L)	27
Tabla 2.8.	Procesos de membranas más importantes en el tratamiento de aguas	28
Tabla 2.9.	Actuación de la NF para la remoción de contaminantes del agua.	31
Tabla 3.1.	Parámetros medidos en el campo.	35
Tabla 3.2.	Parámetros medidos en el laboratorio.	35
Tabla 3.3.	Diseño de experimentos para el APA.	37
Tabla 3.4.	Diseño de experimentos para la desinfección con luz UV.	39
Tabla 3.5.	Diseño de experimentos para la desinfección con cloro.	41
Tabla 3.6.	Diseño de experimentos para la determinación de la demanda de cloro.	41
Tabla 4.1.	Caracterización del agua del manantial.	46
Tabla 4.2.	Demanda de cloro del agua del manantial.	64
Tabla 4.3.	Cloro residual combinado del agua del manantial con distintas dosis de cloro.	65
Tabla 4.4.	Relación entre la cantidad de cloro residual libre y combinado formado en relación al cloro residual total.	66
Tabla 4.5.	THM formados con la dosis del punto de quiebre y sin cloro (agua cruda)	69
Tabla 4.6.	Caracterización del permeado de la nanofiltración.	70
Tabla 4.7.	Demanda de cloro del permeado de la nanofiltración.	76
Tabla 4.8.	Cloro residual combinado del agua del permeado de la NF con distintas dosis de cloro.	77
Tabla 4.9.	Relación entre la cantidad de cloro residual libre y combinado formado en relación al cloro residual total.	77
Tabla 4.10.	PFTHM basados en la absorbancia UV a 254 nm, excepto para Black <i>et al.</i> (1996)	82
Tabla 4.11.	PFTHM basados en el COT.	82
Tabla 4.12.	COT basado en la absorbancia UV a 254 nm.	83
Tabla A1.	Resultados de comportamiento de los CT con distintas dosis de APA.	91
Tabla A2.	Resultados de comportamiento de los CF con distintas dosis de APA.	91
Tabla A3.	Resultados de comportamiento de los CT con distintas dosis de luz UV.	92
Tabla A4.	Resultados de comportamiento de los CF con distintas dosis de luz UV.	92
Tabla A5.	Resultados de comportamiento de los EF con distintas dosis de luz UV.	92
Tabla A6.	Resultados del recrecimiento de los EF en presencia y ausencia de luz con una dosis inicial de radiación UV de 14.4 mW.s/cm ²	93
Tabla A7.	Comportamiento de los CT con distintas dosis de cloro.	93
Tabla A8.	Comportamiento de los CF con distintas dosis de cloro.	93
Tabla B1.	Análisis de varianza para el decaimiento de CT empleando como factor distintas dosis de APA.	94
Tabla B2.	Comparación de medias por medio de Dunnett para los CT empleando como factor distintas dosis de APA.	94
Tabla B3.	Análisis de varianza para el decaimiento de CF empleando como factor distintas dosis de APA.	95
Tabla B4.	Comparación de medias por medio de Dunnett para los CF empleando como factor distintas dosis de APA.	95
Tabla B5.	Análisis de varianza para el decaimiento de CT empleando distintas dosis de luz UV.	95
Tabla B6.	Comparación de medias (Dunnett) para los CT empleando como factor distintas dosis de luz UV.	96
Tabla B7.	Comparación de medias por medio de LSD para los CT empleando como bloque las diferentes fechas de muestreo.	96
Tabla B8.	Análisis de varianza para la reactivación de CT en presencia de luz.	96
Tabla B9.	Comparación de medias (LSD) para la reactivación de los CT empleando como factor el tiempo de exposición a la luz solar.	97
Tabla B10.	Análisis de varianza para el decaimiento de CF empleando distintas dosis de luz UV.	97

Tabla B11.	Comparación de medias (Dunnett) para los CF empleando como factor distintas dosis de luz UV.	98
Tabla B12.	Comparación de medias (LSD) para los CF empleando como bloque las diferentes fechas de muestreo.	98
Tabla B13.	Análisis de varianza para el decaimiento de EF empleando distintas dosis de luz UV.	98
Tabla B14.	Anexo de la comparación de medias para los EF empleando como bloque las diferentes fechas de muestreo.	99
Tabla B15.	Análisis de varianza para la reactivación de EF en presencia de luz.	99
Tabla B16.	Análisis de varianza para la reactivación de EF en ausencia de luz.	99
Tabla B17.	Análisis de varianza para el decaimiento de CT empleando distintas dosis de cloro.	100
Tabla B18.	Comparación de medias (Dunnett) para los CT empleando como factor distintas dosis de cloro.	100
Tabla B19.	Análisis de varianza para el decaimiento de CF empleando distintas dosis de cloro.	100
Tabla B20.	Comparación de medias (Dunnett) para los CF empleando como factor distintas dosis de cloro.	100
Tabla B21.	Análisis de varianza para los factores (tiempo de contacto y dosis) sobre el cloro residual libre del agua del manantial.	101
Tabla B22.	Comparación de medias (LSD) para el cloro residual libre empleando como factor la dosis de cloro y tiempo de contacto.	102
Tabla B23.	Comparación de medias (LSD) para el cloro residual libre empleando como factor la dosis de cloro y tiempo de contacto.	102
Tabla B24.	Análisis de varianza para los factores (tiempo de contacto y dosis) sobre el cloro residual combinado del agua del manantial.	103
Tabla B25.	Comparación de medias (LSD) para el cloro residual combinado empleando como factor la dosis de cloro.	103
Tabla B26.	Análisis de varianza para los factores (tiempo de contacto y dosis) sobre el cloro residual libre del permeado de la nanofiltración.	104
Tabla B27.	Comparación de medias (LSD) para el cloro residual libre empleando como factor el tiempo de contacto.	105
Tabla B28.	Comparación de medias (LSD) para el cloro residual libre empleando como factor la dosis de cloro.	105
Tabla B29.	Análisis de varianza para los factores (tiempo de contacto y dosis) sobre el cloro residual combinado del permeado de la nanofiltración.	106
Tabla B30.	Comparación de medias (LSD) para el cloro residual combinado empleando como factor el tiempo de contacto.	106

RESUMEN

En el Valle de Tula, Hgo. desde hace más de 100 años se han venido utilizando las aguas residuales provenientes de la Cd. de México para el riego agrícola, lo que ha provocado la recarga artificial del acuífero y originado que aparezcan manantiales con gastos entre 100 y 600 L/s, los cuales se emplean como fuentes de suministro de agua potable por los habitantes de la zona, sometiéndola únicamente a un proceso de desinfección con cloro. Si bien la cloración es el proceso de desinfección más empleado por su efectividad y costo, su limitación es que en presencia de materia orgánica (medida como carbono orgánico total, COT) puede dar lugar a la formación de subproductos de la desinfección (SPD), principalmente trihalometanos (THM), los cuales son considerados carcinogénicos.

Por lo anterior se estudian alternativas para la desinfección como el empleo del ácido peracético (APA) o radiación ultravioleta (UV) ya que ambos son eficientes bactericidas y no producen SPD, pero su limitante es que no generan un residual como el cloro, por lo que otra alternativa estudiada es el empleo del cloro después de un proceso de eliminación del COT. Para este fin, la nanofiltración (NF) es uno de los métodos más populares para la reducción de COT a niveles permisibles.

En la experimentación se muestreó y caracterizó el agua del Manantial Cerro Colorado; la desinfección se realizó con APA al 3.3% con dosis de 0.3 a 5.0 mg/L con 10 min. de tiempo de contacto; lámpara UV de baja presión con dosis de 2.48 a 24.80 mWs/cm²; cloro al 6% con dosis de 0.5 – 3 mg/L con tiempos de contacto de 0.5, 1 y 24 horas. La membrana de NF usada fue la NF 270 *Film Tec Dow* a una presión de operación de 0.52 Mpa.

Los resultados de este trabajo muestran que para una dosis de APA de 0.8 mg/L se obtiene la eliminación total de CF, pero en cuanto a los CT fue necesaria una dosis de 2 mg/L para su ausencia. Con respecto a la desinfección con UV se determinó que con una dosis de 8.68 mW.s/cm² no se encontró presencia de CF, en cambio los CT requirieron una dosis de 12.40 mW.s/cm² para su eliminación. Por otro lado, en la cloración del agua antes de la NF se obtuvo una demanda de cloro de 1.1-1.3 mg/L y un potencial de formación de trihalometanos (PFTHM) de 118.62 µg/L, en contraste con la cloración después de la NF en donde la demanda fue de 0.5 mg/L y el PFTHM fue de 17.64 µg/L. Estos resultados indican que a pesar de que el APA y la UV mostraron buenos resultados su principal limitante es que no dejan un efecto residual y puede haber un recrecimiento bacteriano, mientras que la cloración del agua cruda implica la formación de THM, aunque ésta puede disminuir en un 85% si se emplea antes de la cloración un proceso de NF.

INTRODUCCIÓN

El agua es indispensable, ya que una parte fundamental para que una sociedad pueda desarrollarse y prosperar es el uso de este vital líquido, y a pesar que la mayor parte del planeta es agua y representa un volumen de aproximadamente $1.36 \times 10^9 \text{ km}^3$, de ésta el 97.41% es agua salada y el 2.59% restante está en forma de agua dulce, aunque de esta última más del 75% se encuentra en estado sólido en los casquetes polares y glaciares, en el suelo y la atmósfera, y el resto son aguas superficiales (0.014%) y subterráneas (24.9%). Por lo que del total disponible se tiene acceso únicamente al 0.6% para uso potable lo que representa aproximadamente el 0.004% del volumen original (Torres, 2001).

Sin embargo, el creciente aumento de las poblaciones alrededor del mundo así como sus actividades de desarrollo han ocasionado una escasez así como un deterioro en la calidad del agua en muchas fuentes de abastecimiento de la misma.

El ejemplo más claro es la Ciudad de México, en donde el incontrolado crecimiento urbano ha generado una sobreexplotación del acuífero localizado bajo el área metropolitana, por este motivo los niveles de agua del subsuelo se han venido abatiendo en el transcurso de los últimos 100 años, lo que ha provocado un hundimiento del suelo de la región, como consecuencia, el nivel de la superficie del área metropolitana ha sufrido un descenso de 7.5 metros con respecto al nivel de referencia original (National Research Council, 1995). Esto propicia condiciones para que haya más inundaciones en la ciudad, así como daños en la infraestructura, especialmente en las redes de agua potable y drenaje, por lo que se ha tenido que construir un sistema de drenaje profundo para evitar que la ciudad se inunde con aguas negras (Jiménez *et. al*, 1999). Estas dificultades, combinadas con el manejo inadecuado de desechos peligrosos, provocan que el acuífero y el sistema de distribución sean

vulnerables a la contaminación, con los consecuentes riesgos para la salud pública (National Research Council, 1995).

Por tal motivo en la actualidad se estudian fuentes alternas de suministro de este líquido, capaces de satisfacer las necesidades de las generaciones presentes y futuras. Dentro de estas fuentes alternas se encuentran: captación de agua de lluvias, desalación de agua del mar y reutilización de aguas residuales.

En el caso de México, una de estas fuentes alternas de suministro es la utilización de la recarga artificial que sufre el acuífero del valle de Tula (Jiménez *et al.*, 1999). La utilización de esta recarga constituye una fuente no convencional de agua ya que se da por la infiltración de las aguas residuales provenientes de la ciudad de México, las cuales son empleadas para el riego agrícola por su alto contenido de nitrógeno, fósforo y materia orgánica que hacen que se incremente la productividad de entre 80 y 150% (Jiménez *et al.*, 1997, 1999). Ésta infiltración ha modificado la hidrogeología regional de la zona, por lo que desde hace más de 30 años han aparecido manantiales con gastos entre 100 y 600 L/s (Jiménez, 2000a). Uno de estos manantiales es Cerro Colorado, el manantial con mayor caudal (600 L/s) y suministra agua a más de 130,000 habitantes, aplicándole únicamente un proceso de desinfección con cloro.

Sin embargo, se ha descubierto que la aplicación de cloro en presencia de materia orgánica la cual es medida como carbono orgánico total (COT), puede dar lugar a la formación de subproductos de la desinfección (SPD), de los cuales los trihalometanos (THM) son los que se encuentran con mayor frecuencia. Éstos THM son preocupantes por ser tóxicos a la salud ya que actúan como depresores del sistema nervioso central y afectan las funciones del hígado y riñones, por lo que se establece como límite máximo permisible en agua potable un valor de 200 µg/L (Modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994).

Actualmente se están estudiando estrategias que disminuyan la formación de esos SPD, como el utilizar desinfectantes alternativos al cloro (ácido peracético, luz ultravioleta, entre otros) o el eliminar los precursores¹ de los SPD a través de la coagulación, adsorción con carbón activado y nanofiltración (Tabla i; Jacangelo *et al.*, 1995; Owen *et al.*, 1995).

¹ Materia orgánica natural que se divide en fracción húmica (hidrofóbica) que comprende a los ácidos húmicos y fúlvicos y fracción no húmica (hidrofílica) que comprende a los ácidos hidrofílicos, proteínas, aminoácidos y carbohidratos (Owen *et al.*, 1995).

Tabla i. Eficiencia de remoción de precursores de SPD

Proceso de tratamiento	Eficiencia de remoción
Coagulación	Aceptable–Buena (16-30%)
Adsorción con carbón activado	Muy buena (40-80%)
Nanofiltración	Excelente (>90%)

Fuente: Jacangelo *et al.*, 1995; Owen *et al.*, 1995

Por lo anterior, la presente investigación está enfocada en evaluar el comportamiento del ácido peracético, luz ultravioleta y cloro, así como el empleo de la nanofiltración² sobre el agua del manantial Cerro Colorado, obteniendo dosis óptimas de cada desinfectante que cumplan con la NOM-127-SSA1-1994 en cuanto a calidad de agua.

Para lograr esto, se realizó en el capítulo I una búsqueda bibliográfica sobre los antecedentes de la zona, la problemática del uso del cloro en presencia de materia orgánica, así como las alternativas que hay en cuanto a desinfección.

En el capítulo II se muestran los fundamentos teóricos de cada alternativa de desinfección y el empleo de membranas de nanofiltración para la eliminación de precursores de SPD. Posteriormente se tiene el capítulo III, en donde se describen las técnicas y procedimientos empleados para la obtención de los resultados y su análisis (capítulo IV), los cuales se dividen en:

- Caracterización del agua del manantial;
- Determinación de la dosis óptima de ácido peracético;
- Determinación de la dosis óptima de luz ultravioleta y si hay reactivación en presencia y ausencia de luz solar;
- Evaluación de la demanda de cloro y el potencial de formación de trihalometanos;
- Obtención del permeado de la nanofiltración, caracterización, evaluación de la demanda de cloro y el potencial de formación de trihalometanos
- Aplicación de modelos para evaluar el potencial de formación de trihalometanos.

Por último, se presentan las conclusiones y sugerencias obtenidas (capítulo V), las cuales están enfocadas a dar respuestas a los objetivos y metas trazadas en este trabajo.

² Proceso de filtración que permite remover más del 90% de los precursores de SPD (Jacangelo *et al.*, 1995) debido a que posee microporos menores a 2 nm (AWWARF, 1996), además de que este trabajo forma parte de un estudio paralelo realizado para determinar el desempeño de la nanofiltración sobre el agua del manantial Cerro Colorado (Aguilar, 2006).

JUSTIFICACIÓN, HIPÓTESIS, OBJETIVOS Y METAS

JUSTIFICACIÓN

En nuestro país, para que el agua sea considerada apta para uso y consumo humano debe cumplir con los límites permisibles establecidos en la *Modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización (Junio de 2000)*, siendo estos:

- Límites permisibles de características microbiológicas (ausencia de coliformes totales y coliformes fecales),
- Límites permisibles de características físicas y organolépticas,
- Límites permisibles de características químicas,
- Límites permisibles de características radiactivas.

En lo que respecta a la calidad del agua del manantial Cerro Colorado indica la presencia de coliformes totales y coliformes fecales, superando la norma antes citada, por lo que es necesaria que el agua de este manantial sea desinfectada antes de su uso y consumo humano (lo que actualmente sucede en la zona con la aplicación de cloro).

Aunque generalmente la cloración de aguas subterráneas no representa gran riesgo debido a su bajo contenido en materia orgánica, si puede serlo en el caso del agua del manantial Cerro Colorado ya que su origen es el agua residual que se infiltra a través del suelo, provocando que pueda haber

mayor cantidad de materia orgánica, misma que puede reaccionar con el cloro durante la desinfección, por lo que en el presente trabajo se estudian diferentes alternativas al uso del cloro como el ácido peracético y la luz ultravioleta, y por otro lado se hace uso de la nanofiltración para la remoción de la materia orgánica natural (medida como COT) para con ello disminuir la formación de subproductos de la desinfección (trihalometanos) después de la cloración.

HIPÓTESIS

Debido a la recarga que recibe el acuífero del Valle de Tula con las aguas residuales no tratadas de la Ciudad de México, se prevé que la desinfección únicamente con cloro repercute en la formación de trihalometanos y que esta formación supere el límite permisible por la norma NOM-127-SSA1-1994. Por lo tanto se proponen tratamientos alternativos (ácido peracético, luz ultravioleta, nanofiltración + cloro) en los cuales se espera obtener agua libre de microorganismos patógenos y sin la formación de compuestos tóxicos (trihalometanos).

OBJETIVOS

Evaluar la efectividad de diferentes procesos de desinfección para producir un agua libre de patógenos y compuestos tóxicos (trihalometanos) a partir de una fuente no convencional.

METAS

- Obtención de la caracterización fisicoquímica y microbiológica del manantial Cerro Colorado
- Determinar la dosis óptima de ácido peracético a través del decaimiento de los organismos indicadores de contaminación microbiana (coliformes totales, coliformes fecales y estreptococos fecales)
- Evaluar la dosis óptima de radiación ultravioleta que elimine a los organismos indicadores de contaminación microbiana
 - Observar si existe una reactivación a diferentes tiempos de contacto (en presencia y ausencia de luz solar) de los coliformes totales, coliformes fecales y estreptococos fecales después de la desinfección con UV

- Establecer la demanda de cloro que ejerce el agua del manantial a diferentes tiempos de contacto y evaluar el tipo de cloro residual (libre y/o combinado) formado
 - Cuantificar el potencial de formación de trihalometanos (PFTHM)
 - Comparar la caracterización del agua cruda con el permeado de la nanofiltración
 - Determinar la demanda de cloro del permeado a diferentes tiempos de contacto y evaluar el tipo de cloro residual formado
 - Cuantificar el PFTHM del permeado de la nanofiltración
 - Comparar el PFTHM de este trabajo con el obtenido al emplear diferentes modelos

I. ANTECEDENTES

1.1. Fuentes no convencionales

Existen dos tipos de fuentes de agua para uso y consumo humano: fuentes convencionales y fuentes no convencionales. La primera abarca a las aguas superficiales y/o las aguas subterráneas, ambas de primer uso, es decir, que no han sido empleadas con anterioridad; mientras que las fuentes no convencionales son: escurrimientos de lluvia, aguas salobres, atmosféricas, del mar y aguas residuales tratadas. Sin embargo, la cantidad disponible de estos recursos en una región o país es variable y cambia dependiendo, principalmente, del clima y de las posibilidades de obtener cantidades adicionales de agua.

En áreas donde la distribución geográfica y estacional de sus recursos hídricos es inadecuada y la demanda aumenta por encima de la oferta, las aguas residuales tratadas pueden representar una solución que ayude a superar el déficit hídrico, siendo utilizadas de manera eficaz por la agricultura, industria, recarga de acuíferos, entre otros (Tabla 1.1).

De la Tabla 1.1 podemos notar que Namibia es el único país (aparte de Singapur¹) que utiliza las aguas residuales para uso potable de manera directa. Debido a que su fuente de agua más cercana está a 750 Km de distancia y las fuertes sequías que imperan en la zona, desde 1968 se construyó el primer sistema de regeneración y reúso de aguas residuales (SRRAR) para usos potables directos del mundo. Éste SRRAR ha producido constantemente agua de calidad potable durante más de 30 años, contando en la actualidad con una tecnología de doble membrana y una capacidad instalada de

¹ Singapur está implementando un programa de reúso directo de agua residual tratada.

21,000 m³/día. El agua regenerada se mezcla con agua potable producida por la estación potabilizadora de Goreangab antes de la distribución; en épocas de extrema sequía la mezcla máxima es de 1:1. En promedio desde 1968 la proporción de la mezcla ha sido de 1:3.5 (Seguí, 2004).

Tabla 1.1. Reutilización de aguas residuales en varios países.

País	Reutilización						
	Irrigación		Industrial (3)	Usos urbanos		Ambiental	
	Agrícola (1)	Jardinería (2)		No potables (4)	Potables (5)	Recarga de acuíferos (6)	Aguas superficiales (7)
Arabia Saudita							
Australia							
China							
EE.UU.							
España							
Francia							
Israel							
Italia							
Japón							
Jordania							
Kazajstán							
México							
Namibia							
Sudáfrica							
Zimbabwe							

Categorías de la reutilización de aguas residuales municipales: 1) *Irrigación agrícola*: irrigación en cultivos, viveros comerciales. 2) *Irrigación en jardinería*: parques, jardines escolares, jardines en calles y vías públicas, campos de golf, cementerios, zonas verdes, jardines residenciales. 3) *Industrial*: enfriamiento, calderas, agua para proceso, construcción. 4) *Usos urbanos no potables*: protección contra incendios, aire acondicionado, agua para sanitarios. 5) *Reutilización potable*: mezcla en el abastecimiento de agua, conexión directa a la conducción del suministro de agua. 6) *Ambiental, Recarga de acuíferos*: recarga de acuíferos, intrusión salina, control de hundimientos. 7) *Ambiental, Aguas superficiales*: lagos y lagunas, mejora de humedales, aumento del caudal ecológico, acuicultura, nieve artificial.

Fuente: Seguí, 2004.

En el caso de México, uno de los mayores usos que tiene el agua residual es la irrigación agrícola, ya que este país es el segundo a nivel mundial, después de China, que emplea más agua residual para dichas actividades (Garza *et al.*, 2001), teniendo diversas consecuencias entre las que destaca la recarga artificial de acuíferos (OMS, 2003).

La recarga artificial implica el aumento del movimiento natural del agua superficial en formaciones subterráneas. Esta recarga puede ser directa o indirecta. En la recarga directa, el agua se introduce en un acuífero vía pozos de inyección. En cambio, la recarga indirecta implica cubrir con agua un terreno de modo que el agua se infiltre a través de la zona vadosa (capa no saturada situada arriba del nivel freático), esta diseminación se puede dar por sobre irrigación creando cuencas o haciendo cambios artificiales a las condiciones naturales de la corriente (por ejemplo, modificando un canal). Una de las ventajas que trae consigo la recarga indirecta es que la zona no saturada actúa como filtro, tratando, y por tanto mejorando la calidad del agua que se infiltra a través del suelo (OMS, 2003).

Esta recarga puede ser intencional o no intencional. La inyección de aguas residuales tratadas sería un ejemplo de recarga intencional directa; mientras que, la infiltración de aguas residuales usadas para el riego agrícola sería un ejemplo de la recarga no intencional indirecta (OMS, 2003).

Esto último es lo que sucede en el Valle de Tula, Hidalgo, el cual es el ejemplo mundial más importante de “uso controlado” de riego con aguas residuales a gran escala, éste comprende aproximadamente 90,000 ha de riego agrícola.

1.2. Descripción del sitio y su problemática

El valle de Tula se localiza en la parte suroeste del estado de Hidalgo a 50 km del norte de la Ciudad de México, a una altura de 2030 msnm (Figura 1.1). El suelo del valle se compone de tierras calcáreas semiáridas que están inicialmente pobres en materia orgánica y nutrientes. El clima que predomina es seco estepario, la precipitación y evaporación media anual es de 534 y 1750 mm respectivamente (Torres, 2001).



Figura 1.1. Localización del Valle de Tula

Se estima que actualmente hay 413, 216 habitantes distribuidos en 15 municipios (INEGI, 2000; Sotomayor, 1998), siendo la industria y la agricultura las actividades preponderantes de la población; esta última actividad se ha visto grandemente beneficiada por las aguas residuales que recibe del valle de México hace más de un siglo; en total se envían 75 m³/s como promedio anual de una mezcla de aguas residuales con pluviales (Jiménez *et al.*, 1999).

La principal y más importante ventaja que el agua residual le proporciona al valle son las concentraciones de materia orgánica y nutrientes (fósforo y nitrógeno) que el suelo no tiene y requieren los cultivos, por tal motivo se han registrado incrementos en la producción agrícola de entre 80 y 150% (Jiménez *et al.*, 1997, 1999).

No obstante, las condiciones climatológicas, las características del suelo y las prácticas de riego hacen que se empleen para la producción agrícola elevadas láminas de riego (2 m/ha-año); esto ha originado que se infiltre el agua y desplace a la que originalmente ocupaba el depósito subterráneo, recargándose artificialmente el acuífero en una cantidad estimada en 25 m³/s (Jiménez *et al.*, 1999).

Por esta sobresaturación que sufren los acuíferos, se ha modificado la hidrogeología regional de la zona, apareciendo desde hace más de 30 años manantiales con gastos entre 100 y 600 L/s (Jiménez, 2000a).

Uno de los manantiales que ha surgido debido a la recarga no intencional, es el llamado Cerro Colorado (Figura 1.2), el cual surgió en 1964 y se usa como la única fuente de abastecimiento para las comunidades de Tezontepec, Tetepango, Mixquiahuala, Progreso y Francisco I. Madero con una población de aproximadamente 130,251 habitantes (Sotomayor, 1998; INEGI, 2000).

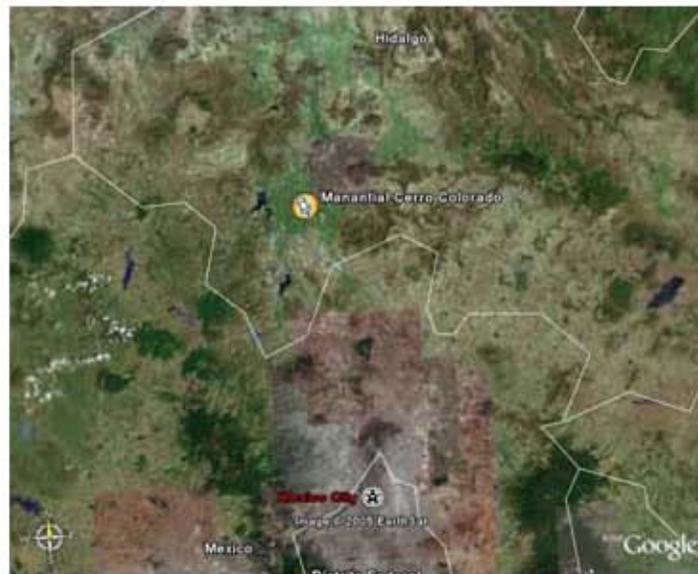


Figura 1.2. Localización satelital del manantial Cerro Colorado

No obstante a que el sistema de filtración natural que sufren las aguas residuales provoca que la calidad del agua subterránea sea muy buena en comparación con el agua original, se ha detectado la presencia de coliformes totales y coliformes fecales superando la NOM-127-SSA1-1994 (ausencia total de coliformes totales y fecales). Además, sobrepasa el valor mencionado por la OMS (2003) en referencia al carbono orgánico total (COT) el cual debe de estar entre 1-2 mg/L. Estos dos parámetros nos proporcionan información en cuanto a la necesidad de desinfección y el tipo de desinfectante, ya que mientras el primero indica la posible contaminación por patógenos, el segundo provee información

de la posible formación de compuestos tóxicos en presencia de ciertos desinfectantes como el cloro, el cual actualmente se aplica en este manantial como único desinfectante.

1.3. Riesgos de la cloración

El cloro es el desinfectante más usado en el mundo debido a su capacidad para la destrucción de una amplia variedad de microorganismos patógenos con gran rapidez, además de que su costo y disponibilidad lo hacen idóneo para la desinfección.

A pesar de ello, el uso del cloro como desinfectante en presencia de materia orgánica, la cual es medida como COT, puede dar origen a la formación de subproductos de la desinfección (SPD) como trihalometanos (THM), halógenos orgánicos totales (TOX) y ácidos haloacéticos (AHA). De ellos destacan los trihalometanos ya que son los que se encuentran con mayor frecuencia y cantidad (Cantor, 1994). El cloroformo y el bromodiclorometano son los THM más predominantes, pero también se encuentran el dibromoclorometano y el bromoformo. La concentración de los THM depende de la presencia de los precursores (COT), así como de la dosis de cloro, el tiempo de contacto, la temperatura del agua y el pH.

Estos SPD en agua potable son preocupantes por ser carcinogénicos, mutagénicos y teratogénicos y poseer efectos adversos tanto en humanos como en animales (Sirivedhin y Gray, 2005), por lo que se estudian alternativas para la disminución de los SPD.

1.4. Alternativas para el control de los SPD

Una alternativa en cuanto al uso del cloro como desinfectante, es el ácido peracético (APA) el cual es un fuerte oxidante y su poder de oxidación es mayor al del dióxido de cloro e hipoclorito de sodio. El APA se aplica principalmente en la industria alimenticia, donde actúa como limpiador y desinfectante; pero actualmente se ha extendido más su uso en hospitales, laboratorios y fábricas, así como en la desinfección de aguas residuales ya que previene efectivamente la formación de biopelícula y el control de bacterias.

Su mecanismo de desinfección consiste en la transferencia de electrones ya que al ser un fuerte oxidante, los electrones son transferidos a los microorganismos mucho más rápido, causando a éstos su rápida desactivación (Lenntech, 2005).

Además los estudios de mutagenicidad, carcinogenicidad o toxicidad concernientes al uso del APA no muestran preocupación inmediata (Kitis, 2004; Monarca *et al.*, 2000; Liberti y Notarnicola, 1999), ya

que cuando el APA se disuelve en el agua, se degrada a peróxido de hidrógeno y ácido acético, los cuales rápidamente se transforman en agua, oxígeno y dióxido de carbono por lo que la degradación del APA no produce compuestos tóxicos. Sin embargo, su principal desventaja es que no deja un efecto residual en el agua por lo que hace necesario el uso de un desinfectante secundario.

Otra alternativa para la desinfección es la radiación electromagnética, ya que es un efectivo agente para la inactivación de microorganismos en el rango de longitud de onda de 240 a 280 nm, siendo a 253.7 nm la longitud de onda óptima para la acción germicida, la cual está dentro de la radiación ultravioleta (UV) (Wolfe, 1990; Trojan Engineering, 1994).

Este proceso es un importante procedimiento físico para la desinfección del agua potable ya que elimina eficientemente bacterias, virus y otros microorganismos sin la generación de SPD u otros residuos químicos (Sobotka, 1993; Malley *et al.*, 1995; Liberti *et al.*, 2000) además no produce sabor ni olor, por lo que en muchos países la desinfección por UV está ganando popularidad, especialmente en Europa debido al mejoramiento y rentabilidad de los equipos y donde se desea una reducción de los SPD (Wolfe, 1990).

El principio de operación de un equipo de UV para la desinfección, es la absorción de luz por los microorganismos, lo cual causa una reacción fotoquímica que altera componentes moleculares esenciales para el funcionamiento celular (EPA, 1999; Masschelein, 2002). Debido a que no se forma ningún efecto residual al igual que con el APA, es necesario un desinfectante químico secundario para mantener un residual que asegure la desinfección en todo el sistema de distribución (EPA, 1999).

Por otro lado, como se mencionó anteriormente, la cloración ha desempeñado una función crítica al proteger los abastecimientos de agua potable de las enfermedades infecciosas transmitidas por el agua durante casi un siglo, ya que es un potente y eficiente germicida y su costo es bajo, además, los desinfectantes basados en el cloro tienen propiedades residuales que previenen el recrecimiento microbiano y proporcionan (siempre y cuando su dosificación sea la adecuada) protección continua a lo largo de todo el sistema de distribución. Por todas las características mencionadas una alternativa para seguir empleando el cloro de forma segura sería el remover los precursores que causan los SPD.

A este respecto, las tecnologías para la reducción de COT (los cuales son precursores de SPD) a niveles permisibles son: la filtración por membrana, coagulación y carbón activado (Shaw *et. al.*, 2000).

Dentro de los procesos de filtración con membranas, la nanofiltración (NF) se ha convertido en un método popular en el tratamiento de aguas por su alta remoción de carbono orgánico total (COT), turbiedad, precursores de SPD, color y ácidos húmicos (Fu *et. al.*, 1995; Kimura *et. al.*, 2003; Orecki *et*

al., 2004) ya que puede remover casi todas las sustancias orgánicas con un peso molecular aparente mayor a 200 Daltons (Itoh *et al.*, 2001). También se han hecho estudios de la NF para la remoción de plaguicidas (Berg *et al.*, 1997), arsénico (Waypa *et al.*, 1997), y más recientemente se ha estudiado la NF en la remoción de nitrato (Van der Bruggen *et al.*, 2001).

Este proceso está entre la ultrafiltración (UF) y la osmosis inversa (OI), trabaja con una presión más baja que ésta última y tiene una tasa de rechazo más elevada que la UF. Las membranas de NF generalmente tienen una carga relativamente alta y el tamaño de los “poros” está en el rango de 1 nm (Bowen *et al.*, 1997; Scott y Hughes, 1996), por lo que permite el paso de iones monovalentes como el sodio o potasio pero rechazando una alta proporción de iones divalentes como el calcio, magnesio y moléculas orgánicas de peso molecular mayor a 200 Daltons (OMS, 2004).

Además, la combinación de nuevos estándares en relación a la calidad del agua potable y el constante mejoramiento de los procesos de NF han conducido a nuevas y posibles ideas, aplicaciones y proyectos a escala laboratorio, piloto e industrial. Las aplicaciones de los procesos de NF pueden hallarse tanto para aguas superficiales como subterráneas, encontrándose en estudios que es un proceso rentable para la remoción de un amplio rango de componentes (Van der Bruggen *et al.*, 2001; Mulford *et al.*, 1999).

Con base en lo anterior, el uso de la NF reduciría la cantidad de COT y con ello el potencial de formación de SPD durante el proceso de desinfección con cloro.

II. FUNDAMENTOS TEÓRICOS

2.1. Desinfección

Las enfermedades relacionadas con el agua son una tragedia humana que cada año causan la muerte a más de 5 millones de personas (10 veces más que las víctimas de guerra). Aproximadamente 2,300 millones de personas padecen enfermedades relacionadas con el agua y un 60% de la mortalidad infantil mundial es causado por enfermedades infecciosas y parasitarias, relacionadas la mayoría con el agua (UNESCO, 2003).

Por lo anterior, es de suma importancia un correcto y adecuado tratamiento de desinfección que elimine riesgos (microorganismos patógenos y compuestos tóxicos tales como los subproductos de la desinfección) asociados a la ingesta de agua.

2.1.1. Definición

La desinfección es la inactivación y/o destrucción de microorganismos potencialmente dañinos a niveles que no sean patógenos¹ y, comúnmente, constituye la etapa final de todo tratamiento del agua.

De acuerdo con la EPA (1999) los microorganismos patógenos de preocupación en el tratamiento del agua se pueden dividir en tres categorías: bacterias, virus y protozoos (Tabla 2.1). Las bacterias y virus se pueden encontrar tanto en las aguas subterráneas como en las aguas superficiales, mientras los protozoos son comunes en las aguas superficiales (Lenntech, 2006).

¹ Patógenos: Que produce o es capaz de producir una enfermedad.

Tabla 2.1. Patógenos y enfermedades transmitidas por el agua.

Organismo	Enfermedad causada	Organismo	Enfermedad causada
		Bacterias	
<i>E. Coli</i>	Gastroenteritis	<i>Salmonella typhi</i>	Fiebre tifoidea
<i>Salmonella paratyphi</i>	Fiebre paratifoidea	<i>Vibrio cholerae</i>	Cólera
<i>Shigella flexneri</i>	Disentería bacilar	<i>Brucella melintensis</i>	Brucelosis
		Virus	
Hepatitis A	Hepatitis de tipo infeccioso	Poliovirus	Parálisis muscular
Adenovirus	Enfermedades respiratorias	Rotavirus	Gastroenteritis
		Protozoos	
<i>Giardia lamblia</i>	Giardiasis	<i>Entamoeba histolytica</i>	Amebiasis

Fuente: EPA (1999)

2.1.2. Características deseables en un desinfectante

La forma en que se puede llevar a cabo la desinfección del agua es a través de procesos físicos (sedimentación natural o con ayuda de coagulantes, filtración, hervido, luz solar, luz ultravioleta, radiaciones gamma) y procesos químicos (cloro y sus derivados, yodo, bromo, cobre, plata, ácidos, álcalis, ozono). Sin embargo, para que un desinfectante sea considerado como ideal debe cumplir con los siguientes requisitos (Fonseca, 2004):

- Debe poder destruir o inactivar, dentro de un tiempo dado, las clases y números de microorganismos patógenos que pueden estar presentes en el agua que se va a desinfectar.
- El análisis para determinar la concentración del desinfectante en el agua debe ser exacto, sencillo, rápido y apropiado de hacerlo *in situ* como en el laboratorio.
- El desinfectante debe ser fiable para usarse dentro del rango de condiciones que podrían encontrarse en el abastecimiento de agua.
- Debe poder mantener una concentración residual adecuada en el sistema de distribución de agua para evitar la recontaminación o que los microorganismos se reproduzcan.
- De ser posible no debe introducir, ni producir sustancias tóxicas o, en caso contrario, éstas deben mantenerse bajo los valores guía, o las normas, tampoco debe cambiar en ninguna otra forma las características del agua de modo que ésta no sea apta para el consumo humano, o sea estéticamente inaceptable para el consumidor.
- El desinfectante debe ser razonablemente seguro y conveniente de manejar y aplicar en las situaciones en que se prevé su uso.
- El costo del equipo, su instalación, operación, mantenimiento y reparación, así como la adquisición y el manejo de los materiales requeridos para sustentar permanentemente una dosificación eficaz, debe ser razonable.

En la Tabla 2.2 se presenta la evaluación de algunas de las características mencionadas anteriormente para los desinfectantes más comunes:

Tabla 2.2. Comparación de diferentes métodos de desinfección

Característica	Cloro	Hipoclorito de sodio	Hipoclorito de calcio	Ozono	UV
Disponibilidad	Bajo costo	Moderadamente a bajo costo	Moderadamente a bajo costo	Moderadamente a alto costo	Moderadamente a alto costo
Habilidad deodorizante	Alta	Moderada	Moderada	Alta	Ninguna
Toxicidad a microorganismos	Alta	Alta	Alta	Alta	Alta
Solubilidad ¹	Ligera	Alta	Alta	Baja	NA
Estabilidad	Estable	Ligeramente estable	Relativamente estable	Inestable, debe generarse a medida que se consume	Debe generarse al usarse
Toxicidad a formas de vida superiores	Alta	Tóxico	Tóxico	Tóxico	Tóxico
Homogeneidad	Homogéneo	Homogéneo	Homogéneo	Homogéneo	NA
Interacción con materia extraña	Oxida materia orgánica	Oxidante activo	Oxidante activo	Oxida materia orgánica	Moderada
Toxicidad a temperatura ambiente	Alta	Alta	Alta	Alta	Alta
Penetración	Alta	Alta	Alta	Alta	Moderada
Corrosión	Altamente corrosivo	Corrosivo	Corrosivo	Altamente corrosivo	NA

¹ Debe ser soluble en agua o en tejido celular

NA → No Aplica

Fuente: WERF (1995) y Metcalf y Eddy (2003).

2.1.3. Factores que influyen en la desinfección

Varios factores influyen en la eficiencia de los desinfectantes. Por lo tanto, para seleccionar un sistema de desinfección es preciso comprender bien el efecto de éstos, para determinar sus posibles repercusiones en la desinfección y, de ser el caso, controlarlos para aumentar la eficiencia del proceso (Fonseca, 2004). Entre los factores más relevantes en el proceso de desinfección están:

1) Naturaleza y concentración de los microorganismos a ser destruidos, distribución y condición en el agua, 2) naturaleza y concentración del desinfectante y su distribución en el agua, 3) temperatura del agua, 4) naturaleza y condición del agua y 5) tiempo de contacto.

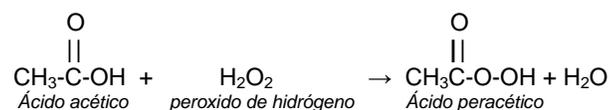
El examen de estos cinco factores lleva a la conclusión que para efectuar la desinfección de un tipo de agua en particular, los siguientes factores constituyen variables controlables: 1) La naturaleza y concentración del desinfectante, así como su distribución en el agua, y 2) El tiempo de contacto entre los microorganismos y el desinfectante. Los demás factores son irremovibles, a menos que sea factible purificar el agua antes de desinfectarla.

2.2. Desinfección con Ácido Peracético (APA)

2.2.1. Antecedentes

El ácido peracético fue patentado en 1950 para desinfectar frutas y vegetales, pero actualmente se ha extendido más su uso en hospitales, laboratorios y fábricas, así como en la desinfección de aguas residuales ya que previene efectivamente la formación de biopelícula y el control de microorganismos sin la formación de SPD (Metcalf y Eddy, 2003; Lenntech, 2006).

El ácido peracético o ácido peroxiacético (APA) es una mezcla de ácido acético (AA) y peróxido de hidrógeno (PH) en solución acuosa, en presencia de ácido sulfúrico, el cual actúa como catalizador:



A pesar de que el PH es también un desinfectante que contribuye al poder de desinfección de la mezcla de APA, este último es un agente antimicrobiano más potente que el PH, ya que el PH requiere dosis más grandes que el APA para el mismo nivel de desinfección, además de que el PH es inactivado por la catalasa presente en los microorganismos.

El APA es un líquido brillante e incoloro, con un olor penetrante y un pH bajo (2.8). Cuando el APA se disuelve en agua, es transformado de nuevo a peróxido de hidrógeno y ácido acético, los cuales se degradan a agua, oxígeno y dióxido de carbono, por lo que los productos de degradación no son tóxicos y pueden ser fácilmente disueltos en agua (Colgan y Gehr, 2001; Lenntech, 2006).

2.2.2. Mecanismos de desinfección

Aunque se ha hecho un trabajo limitado para probar el modo de acción del APA como agente antimicrobiano, puede ser especulado que funciona como muchos otros peróxidos y agentes oxidantes y su actividad desinfectante se basa en la liberación del oxígeno activo (Liberti y Notarnicola, 1999). Adicionalmente se ha sugerido que el APA interrumpe la función quimiosmótica de la lipoproteína citoplásmica de la membrana y el transporte a través de dislocación o ruptura de las paredes de la célula (Kitis, 2004).

Además, la mayor reducción microbial ocurre durante los primeros 10 minutos de tiempo de contacto (Rajala-Mustonen *et al.*, 1997).

Factores que afectan la desinfección:

Temperatura: El APA puede actuar sobre un amplio rango de temperaturas. Sin embargo su eficiencia se incrementa conforme aumenta la temperatura del agua durante la desinfección con APA.

pH: El APA es afectado por el pH con mayor actividad a pH bajos.

Sólidos suspendidos totales: Aunque el APA ha mostrado ser efectivo en la desinfección de efluentes primarios de aguas residuales, en general, se encontró que la eficiencia en la desinfección se incrementa con la disminución de los sólidos suspendidos totales.

2.2.3. Aplicaciones

El APA es usado principalmente en la industria alimenticia, en la desinfección de material médico, para prevenir la formación de biopelícula en la industria de la pulpa y como agente decolorizante en la industria textil y de la pulpa y el papel (Block, 1991; Kitis, 2004).

Debido a su eficacia contra bacterias y virus (demostrado en muchas industrias), el uso de APA como desinfectante para los efluentes de las aguas residuales se ha investigado desde los años 80 (Baldry y French, 1989; Liberti *et al.*, 2000; Sanchez-Ruiz *et al.*, 1995; Morris, 1993). El APA ha demostrado ser un eficiente agente bactericida, virucida, fungicida y esporicida. A continuación se resumen algunos resultados relevantes sobre el empleo de APA, es decir, dosis y tiempos de contacto contra reducciones microbianas y conclusiones de estos estudios.

Uno de los estudios pioneros en esta área, es el realizado por Baldry y French (1989) quienes encontraron que el APA es un desinfectante eficaz para efluentes secundarios e indicaron la facilidad de implementar el tratamiento con APA sin equipo costoso, el amplio espectro de actividad (incluso con la presencia de materia orgánica) y la carencia de subproductos ambientalmente indeseables lo cual hace que el APA parezca favorable para el tratamiento de aguas residuales (Baldry y French, 1989; Block, 1991). Gehr *et al.* (2002) encontraron que para efluentes primarios municipales tratados fisicoquímicamente (con sulfato de aluminio o cloruro férrico), dosis de APA de 2 a 6 mg/l fueron requeridos para alcanzar 1000 unidades formadoras de colonias (UFC) por 100 ml de coliformes fecales con un tiempo de contacto de 60 minutos. Para los efluentes secundarios, dosis más bajas de APA de 0.6 a 4 mg/l fueron requeridas para alcanzar 1000 UFC por 100 ml de coliformes fecales.

Además el APA ha mostrado ser efectivo para la reducción de patógenos en biosólidos, reducción de olores y del abultamiento de los lodos (Colgan y Gehr, 2001; Barrios *et al.*, 2004).

2.2.4. Ventajas y desventajas

Entre sus ventajas se encuentran las siguientes (Fraser *et al.*, 1984; Baldry *et al.*, 1995; Kitis, 2004):

- ☺ Es considerado como un biocida o desinfectante biodegradable, ya que no produce subproductos de descomposición peligrosos ($\text{CH}_3\text{CO}_2\text{H}$, CO_2 , H_2O_2).
- ☺ Inactiva esporas, hongos, levaduras, virus y helmintos.
- ☺ Posee una excelente solubilidad en agua.
- ☺ Actúa en tiempos de contacto cortos.

Las mayores desventajas asociadas a la desinfección con APA (Liberti y Notarnicola, 1999; Lefevre *et al.*, 1992; Lazarova *et al.*, 1998; Kitis, 2004) son:

- ⊗ Aumento del contenido orgánico en el efluente.
- ⊗ Potencial de recrecimiento microbiano debido al ácido acético restante (ya que el ácido acético es un producto de la descomposición del APA).
- ⊗ Rendimiento más bajo contra algunos virus y parásitos (por ejemplo, los quistes de *Giardia lamblia*).
- ⊗ Costo elevado debido a que no se produce a gran escala.
- ⊗ Producto corrosivo e irritante de la piel, ojos y mucosas (a una exposición excesiva).

Lefevre *et al.* (1992), aseguran que a pesar de su costo elevado, el APA es una buena opción por su eficiencia y efectividad para inactivar bacterias y huevos de helmintos; y sobretodo por que ha sido mostrado que el APA produce de pocos a nulos subproductos tóxicos o mutagénicos después de la reacción con material orgánico presente tanto en efluentes de aguas residuales tratadas o aguas superficiales usadas como aguas potables (Monarca *et al.*, 2002; Kitis, 2004); ya que los SPD producidos por el APA fueron principalmente ácidos carboxílicos, los cuales no son reconocidos como mutagénicos, mientras que el agua tratada con otros desinfectantes (hipoclorito de sodio y dióxido de cloro) mostraron la presencia de SPD halogenados mutagénicos y carcinogénicos (Monarca *et al.*, 2002).

2.2.5. Costo

Actualmente, el mayor problema para el uso del APA en la desinfección es su alto costo, el cual es en parte debido a la limitada capacidad de producción en el mundo. En México, el precio del APA es de aproximadamente 3,729 dólares/m³ (Murillo, 2004); y en Europa es alrededor de 800 dólares/m³ para una solución del 12% de APA, aproximadamente 4 a 5 veces más que el costo del hipoclorito de sodio (Kitis, 2004).

Además, debido a que no hay producción en masa de APA, especialmente en Estados Unidos, los proveedores de APA no pueden dar precios razonables para grandes demandas como las necesarias para una planta de tratamiento de aguas residuales o potables (Kitis, 2004).

2.3. Desinfección con luz ultravioleta (UV)

Si bien el cloro por su simplicidad de aplicación y bajo costo es el desinfectante más empleado, tiene la desventaja como se verá más adelante de generar subproductos de la desinfección; por lo que una alternativa para su sustitución es la luz ultravioleta (UV), la cual no genera subproductos de desinfección y es efectiva para inactivar una gran variedad de organismos patógenos (OMS, 2003). Además, dentro de la NOM-127-SSA1-2004 se incluye a la luz ultravioleta dentro de los posibles tratamientos para la potabilización del agua.

2.3.1. Antecedentes

Los primeros intentos para usar la luz UV como desinfectante de agua potable se llevaron a cabo en Marsella, Francia en 1910. Posteriormente se hicieron intentos para usarse en el tratamiento de agua potable en los barcos, pero debido al bajo costo de la desinfección del agua con cloro y aunado a los problemas operativos y económicos sobre el uso de la UV, ésta se vio estancada; hasta que en 1955 se pusieron en funcionamiento instalaciones prácticas de desinfección con UV para agua potable en Suiza y Austria (Wright y Cairns, 1998; Masschelein, 2002).

Hoy en día la desinfección con luz UV es un proceso que está ganando terreno con respecto a la cloración debido a que la UV no forma SPD, además el uso de UV elimina la necesidad de almacenar o manejar reactivos químicos peligrosos y, por sus cortos tiempos de contacto (del orden de segundos o minutos), reduce el tamaño de los tanques de tratamiento; y algunos estudios han reportado que la desinfección con luz UV puede ser económica y competitiva con respecto a la cloración (en altas dosis) y para sistemas pequeños de abastecimiento de agua potable (Wolfe, 1990; Wright y Cairns, 1998).

2.3.2. Origen de la luz UV

La luz ultravioleta es la porción del espectro electromagnético que se encuentra entre los rayos X (100 nm) y la luz visible (400 nm) (Figura 2.1). La división de esta radiación UV puede ser clasificada en cuatro regiones: la UV de vacío (100-200 nm), UV-A (315-400 nm), UV-B (280-315) y UV-C (200-280 nm). En términos de efectos germicidas, el rango óptimo de UV está entre los 245 y 285 nm (EPA, 1999; Wright y Cairns, 1998).



Figura 2.1. Espectro electromagnético

2.3.3. Mecanismos de desinfección

Los microorganismos son inactivados por la luz UV como resultado del daño fotoquímico a sus ácidos nucleicos. La radiación UV es absorbida por los nucleótidos, que constituyen el ADN y ARN, los cuales contienen la información genética necesaria para la reproducción. La UV absorbida promueve la formación de enlaces entre nucleótidos adyacentes, con lo que se crean moléculas dobles o dímeros. Si bien la formación de dímeros de tiamina-tiamina son los más comunes y eficientes para inactivar los microorganismos (Figura 2.2), también suelen ocurrir dímeros de citosina-citosina, citosina-tiamina y dimerización del uracilo.

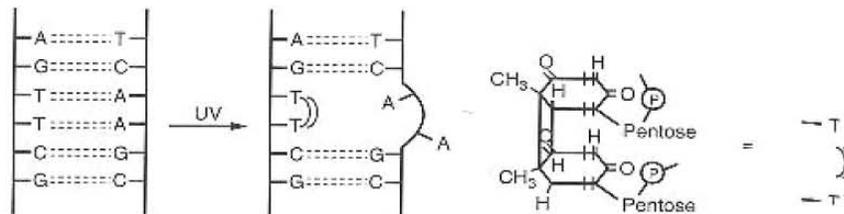


Figura 2.2. Dimerización de tiamina-tiamina provocada por la exposición a la luz UV.

La formación de un número suficiente de dímeros a lo largo de la cadena de ADN hace que la duplicación sea muy difícil pues la estructura helicoidal se encuentra distorsionada. Y una célula que no se pueda duplicar o reproducir se considera muerta, aunque es este caso se acostumbra a decir que ha sido "inactivada", debido a que es incapaz de multiplicarse e infectar al huésped.

2.3.3.1. Reactivación

Muchos microorganismos que tienen un sistema metabólico funcional tienen varios mecanismos de reparación de los ácidos nucleicos dañados, así, bajo ciertas condiciones, el daño fotoquímico causado por la luz UV puede ser reparado, permitiendo que vuelvan a ser viables después del

proceso de desinfección. Existen dos mecanismos de reparación: 1) reactivación en presencia de luz y 2) reactivación en ausencia de luz.

El proceso más sencillo es la reactivación en presencia de luz. La fotodimerización de tiaminas adyacentes resultantes de la absorción UV de los ácidos nucleicos puede ser invertida por una enzima fotorreactivada que usa luz entre 310 y 480 nm (Figura 2.3). Otras transformaciones inducidas por UV en los ácidos nucleicos incluyen dímeros que se componen de citosina y que no pueden ser reparados excepto por mecanismos de reparación en ausencia de luz en el cual segmentos enteros de ácido nucleico son extraídos y el segmento complementario sin dañar es usado como molde para reparar y reemplazar el segmento dañado (Jiménez *et al.*, 2000b; Masschelein, 2002).

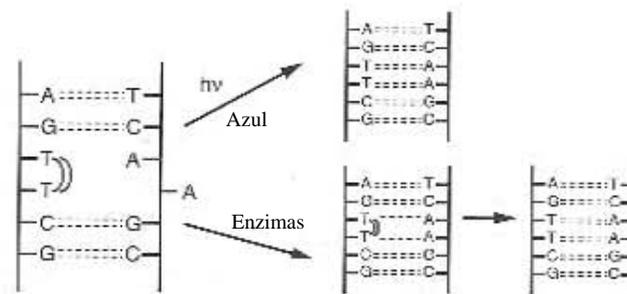


Figura 2.3. Posible mecanismo de reparación de los ácidos nucleicos dañados por la luz UV.

La reparación de la bacteria después de la exposición a la luz UV no es universal. Algunos microorganismos no tienen la capacidad de reparación como los virus. Además, la habilidad de las bacterias y otros microorganismos para fotorepararse depende de tres factores:

- La dosis inicial de radiación UV para la inactivación
- La exposición a la luz reactivadora entre (310 y 480 nm)
- Cada tipo de microorganismo

La existencia de los mecanismos de reparación induce a aumentar la dosis requerida para que no se lleven a cabo. Por ejemplo, los coliformes exhiben poca o nula reparación después de la exposición a altas dosis de UV (Lindenauer y Darby, 1994) y señalan que el efecto de la reactivación es insignificante para dosis entre 60 a 80 mW.s/cm² (Jiménez *et al.*, 2000b).

2.3.3.2. Interferencias

Debido a que la luz UV debe ser absorbida por los microorganismos para que los inactive, cualquier cosa que evite esta absorción provocará una disminución en la eficiencia de la desinfección. La

capacidad que tiene el agua para transmitir la luz UV determinará si es posible la desinfección con luz UV. El factor más importante que influye en la transmisión de la luz es la transmitancia.

La transmitancia es disminuida por ciertos compuestos orgánicos e inorgánicos (e.g. hierro, sulfitos, nitritos y fenoles), así como por los sólidos suspendidos. Un comité de la *National Sanitation Foundation* en Michigan, Estados Unidos estableció que no es conveniente usar luz UV cuando el porcentaje de transmitancia es menor a 75%, aunque con los avances recientes es aceptable hasta un 40% (Jiménez *et al.*, 2000b).

2.3.4. Dosis de UV requeridas

Hay muchas características específicas del lugar que se deben considerar cuando se escoge la dosis de UV suficiente para desinfectar un suministro de agua potable a un nivel considerado aceptable. Los factores por considerar incluyen la calidad de agua de la fuente y el nivel de contaminación microbiana, el impacto que tienen sobre la contaminación los procesos de tratamiento de agua localizados antes de la unidad de desinfección UV, la información epidemiológica que correlaciona las poblaciones microbianas con la ocurrencia de enfermedades y el nivel de riesgo considerado aceptable para proteger al público de enfermedades transmitidas por el agua.

Los requerimientos de dosis UV pueden determinarse usando ya sea un dispositivo de haz colimado en un laboratorio o una unidad piloto de desinfección UV. Se pueden establecer relaciones dosis-respuesta mediante la variación del tiempo de exposición con el dispositivo de haz colimado o mediante la variación del caudal a través de la unidad piloto de desinfección.

En la Tabla 2.3 se muestra un resumen de la inactivación por UV observada usando lámparas de baja presión en patógenos virales, bacterianos y protozoos así como grupos microbianos indicadores.

Tabla 2.3. Dosis UV en mWs/cm² para inactivar una población microbiana en 1 Log (90%) y 2 Log (99%)

Microorganismos	Reducción logarítmica		Microorganismos	Reducción logarítmica	
	1	2		1	2
			Bacterias		
<i>Bacillus anthracis</i>	4.5	8.7	Coliformes fecales	3.4	6.8
<i>Escherichia coli</i>	3	6.6	<i>Salmonella enteritidis</i>	4	7.6
<i>Klebsiella terrigena</i>	2.6	--	<i>Salmonella paratyphi</i>	3.2	--
<i>Legionella pneumophila</i>	0.9	2.8	<i>Salmonella tify</i>	2.1	--
Pseudomonas aeruginosas	5.5	10.5	<i>Shigella dysenteriae</i>	1.7	3.4
Estreptococos fecales	4.4	--	<i>Vibrio cholerae</i>	--	6.5
			Virus		
MS-2 Coliphage	18.6	--	Virus de la influenza	3.6	6.6
Hepatitis A	7.3	--	Virus de la poliomielitis	5-8	14
			Protozoos		
<i>Giardia lamblia</i>	82	--	<i>Cryptosporidium parvum</i>	80	120

Fuente: Wright y Clairns, 1998.

La Regla de Tratamiento de Aguas Superficiales (SWTR, por sus siglas en inglés) de la EPA requiere una dosis UV de 21 a 36 mWs/cm² para brindar una reducción de 2 a 3 log, respectivamente, del virus de la hepatitis A. La American Water Works Association recomienda una dosis de 40 mWs/cm² para sistemas municipales pequeños. Mientras que los estados de Utah, New Jersey y Pennsylvania exigen una dosis de 16 mWs/cm². En Europa, Noruega, Austria y Francia exigen dosis de 16, 30 y 25 mWs/cm², respectivamente (Wright y Clairns, 1998).

2.3.5. Ventajas y desventajas

Entre las ventajas que se pueden citar del empleo de la luz UV están las siguientes (Wolfe, 1990; WESF, 1995; Malley *et al.*, 1995; Liberti *et al.*, 2000; Rajala *et al.*, 2003; OMS, 2003):

- ☺ Desinfectante efectivo en la inactivación de bacterias, virus, esporas y quistes de parásitos.
- ☺ No produce cambios organolépticos en el agua.
- ☺ No forma subproductos de la desinfección ni otros residuos químicos.
- ☺ Más efectivo que el cloro en la inactivación de virus, esporas y quistes.
- ☺ No se manejan o almacenan reactivos químicos peligrosos.
- ☺ Cortos tiempos de contacto (del orden de los segundos) requeridos para inactivar bacterias y virus.
- ☺ Un costo de operación más bajo que la mayoría de los métodos alternativos de desinfección.

Y entre sus desventajas se encuentran (Wolfe, 1990; WERF, 1995; EPA, 1999; OMS, 2003):

- ⊗ No se puede medir inmediatamente la eficiencia de la desinfección (ya que requiere un análisis microbiológico)
- ⊗ Debido a que no se forma ningún residual es necesario un desinfectante químico secundario para mantener un residual que asegure la desinfección en todo el sistema de distribución, con lo que se aumentaría el costo de la desinfección.
- ⊗ Puede haber reactivación en presencia o ausencia de luz solar.

2.3.6. Costo

El rango de precios de los equipos de desinfección UV varía ampliamente, de menos de US\$1000 a más de US\$400,000, según el caudal. El costo promedio de inversión va de 2.07 centavos de dólar/m³ a 1.08 centavos de dólar/m³ para una dosis de 40 mWs/cm² para tratar un caudal entre 91 y 6,814 m³/día (Wright y Clairns, 1998). Los mayores costos de operación y mantenimiento incluyen costo de repuestos, costo de energía y mano de obra.

En general, el costo promedio de operación y mantenimiento de tres fabricantes de equipos UV varía entre 1.09 centavos de dólar/m³ y 0.39 centavos de dólar/m³ para una dosis de 40 mWs/cm². Nótese que el costo de mano de obra y energía varía de un lugar a otro (Wright y Clairns, 1998).

Se han comparado el costo del uso de UV para desinfección primaria con el costo de usar cloro. Dado que se requiere un desinfectante residual para los sistemas de distribución en América del Norte, los costos se basaron en la complementación de la desinfección ultravioleta con cloro como desinfectante secundario. Se asumió una concentración residual de 1 mg/L basada en las reglamentaciones. El costo de cloración se basa en una dosis de 5 mg/L con una concentración residual por encima de 0.5 mg/L y un requerimiento de mano de obra de 7 a 10 horas por semana. A una dosis de 40 mWs/cm² sobre un rango de 92 a 6,813 m³/día el costo total de UV más cloro residual fue de 44.9 centavos de dólar/m³ a 2.6 centavos de dólar/m³ y nunca excedieron los de cloro. La EPA concluyó que el costo de usar UV a una dosis de 40 mWs/cm² era mucho menor que el correspondiente al uso de cloro para caudales comprendidos entre 92 y 6 814 m³/día. Cuando no se requiere un desinfectante residual, el costo total disminuye. La EPA de los Estados Unidos (1996) concluye que la desinfección con luz ultravioleta es una tecnología económicamente viable y adecuada especialmente para sistemas pequeños de abastecimiento de agua (Wright y Clairns, 1998).

2.4. Desinfección con cloro

La cloración del agua es el método de desinfección dominante tanto en México como en el resto del mundo, debido a que contribuye eficientemente a la reducción y el control de las enfermedades hídricas, control del olor y sabor, prevención del crecimiento de algas, oxidación del hierro y manganeso, efecto residual, entre otros (Caceres, 1990; White, 1992).

2.4.1. Antecedentes

Las primeras referencias al uso del cloro en la desinfección del agua datan de hace más de un siglo. Su primer uso en forma regular se llevó a cabo en Bélgica a principios de 1902. Poco después de este notable éxito, la cloración empezó en los Estados Unidos en Nueva Jersey en 1908. Pronto, la adopción por parte de otras ciudades y pueblos en los Estados Unidos dio lugar a la virtual eliminación de las enfermedades transmitidas por el agua, tales como el cólera, la tifoidea, la disentería y la hepatitis A (Christman, 1998).

A través del tiempo el cloro se ha acreditado como el más eficaz de los medios utilizados en la desinfección del agua, bien sea directamente o en forma de compuestos que lo contienen. El

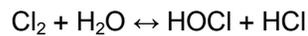
desarrollo experimentado durante los últimos cincuenta años en los métodos y equipos utilizados a este fin, ha facilitado su adopción con carácter general para el tratamiento de agua. En México, en la NOM-127-SSA1-1994, se establece el empleo del cloro como un proceso para la desinfección del agua potable.

2.4.2. Reacciones del cloro

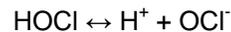
Cuando el cloro es añadido al agua sufre varias reacciones las cuales se explican a continuación:

Hidrólisis

El cloro reacciona con el agua, para formar el ácido hipocloroso (HOCl) y el ácido clorhídrico (HCl) según la reacción:



Esta reacción de hidrólisis que se produce en fracciones de segundo, es reversible; además, el cloro como ácido hipocloroso, se disocia en iones de hidrógeno e iones de hipoclorito (OCl^-), según la ecuación reversible.



Estos compuestos de cloro que existen en el agua como ácido hipocloroso (HOCl) y ión hipoclorito (OCl^-) se les llama cloro activo libre. El HOCl es mucho más eficaz como desinfectante que el ión OCl^- , el que para los efectos prácticos no se le considera como desinfectante.

Sin embargo, las reacciones anteriores dependen del pH del agua. Así, el HOCl predomina con valores bajos de pH y el OCl^- con valores altos. Las cantidades de ácido hipocloroso y de iones de hipoclorito formadas en las reacciones anteriores, equivalen en capacidad oxidante a la cantidad de cloro original. Las proporciones de ácido hipocloroso y de iones hipoclorito en el agua clorada, en relación con distintos valores de pH, aparecen en la Figura 2.4.

Un segundo tipo de reacción que se produce al agregar cloro al agua cuando éste contiene impurezas son (Caceres, 1990):

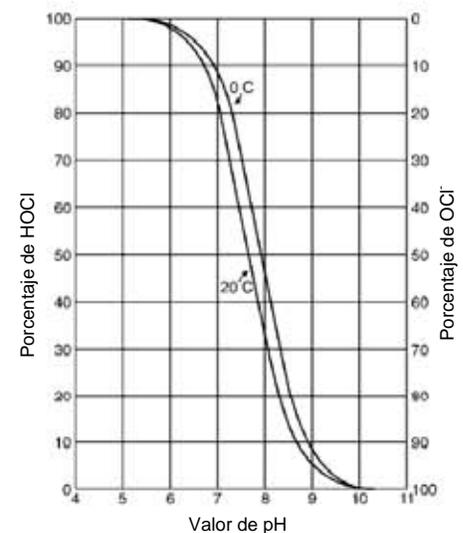


Figura 2.4. Cantidades relativas de HOCl y OCl^- en diferentes valores de pH.

- a) Reacciones con el nitrógeno amoniacal para producir cloraminas, las cuales se les denomina cloro residual combinado.
- b) Con los aminoácidos, sustancias proteínicas y orgánicas y sustancias químicas (Fe, Mn, NO_2 , H_2S) con los cuales produce distintos compuestos que forman el cloro combinado no utilizable.

2.4.3. Demanda de cloro

Para lograr la desinfección, se dosifica a niveles conocidos de cloro activo, en cualquiera de sus diferentes formas (hipoclorito de sodio, hipoclorito de calcio, cloro gas), los cuales decrecen luego de un periodo de contacto. Cabe mencionar que para producir el efecto desinfectante, el cloro dosificado sólo debe ser consumido parcialmente. Es decir, luego del periodo de contacto debe mantenerse un nivel adecuado de cloro residual. A esta variación, entre el nivel de cloro añadido luego de la dosificación y el nivel de cloro residual, se le denomina "demanda de cloro" (EPA, 1999; Fonseca, 2004).

La demanda de cloro que ejerce un agua se determina experimentalmente por el método del punto de quiebre (Metcalf y Eddy, 2003), el cual se muestra en la Figura 2.5.

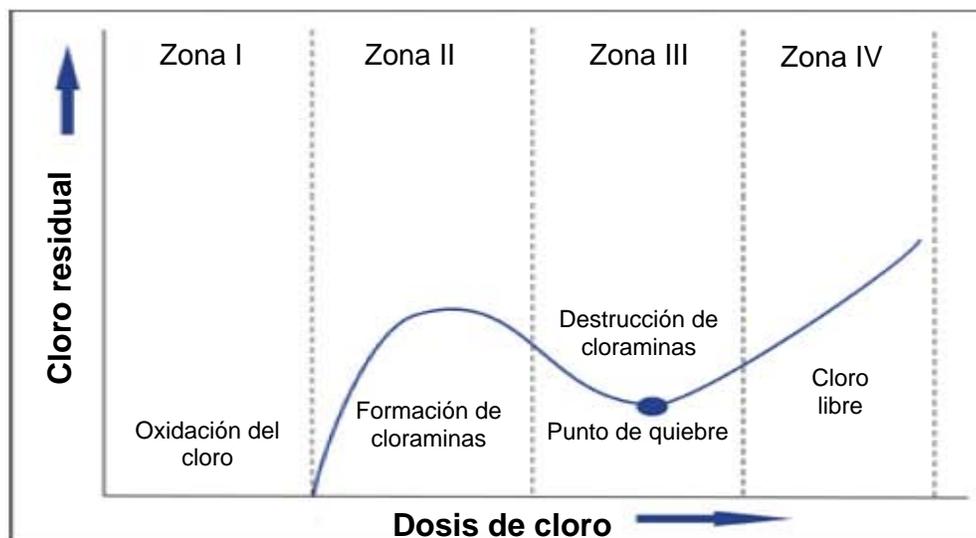


Figura 2.5. Reacciones del cloro en el agua

En la Figura 2.5. se muestra la evolución de las diferentes formas del cloro cuando es añadido al agua; primeramente se observa que al ir añadiendo cloro, las sustancias que reaccionan con facilidad, como el Fe^{+2} , Mn^{+2} , H_2S o la materia orgánica, reaccionan con el cloro y lo reducen en gran parte a ión cloruro (Zona I Fig. 2.5.). Tras satisfacer esta demanda inmediata, el cloro continuará reaccionando

con el amoníaco para formar cloraminas, proceso que corresponde a la zona II. Para relaciones molares entre cloro y amoníaco inferiores a 1, se formará monocloramina y dicloramina. La distribución de estas dos formas viene dictada por sus velocidades de formación, que son función de la temperatura y del pH. En la zona II y la zona III, algunas de las cloraminas se transforman en tricloruro de nitrógeno mientras que las restantes cloraminas se oxidarán a óxido de nitrógeno y nitrógeno y el cloro se reducirá al ión cloruro. Si se continúa añadiendo cloro, todas las cloraminas se oxidarán en la zona III (punto de quiebre). La adición de cloro más allá del punto de quiebre (zona IV) producirá un aumento del cloro libre disponible directamente proporcional al cloro añadido (Metcalf y Eddy, 2003).

La NOM-127-SSA1-1994 establece un rango permisible de cloro residual libre de 0.2 a 1.5 mg/L, mismo que debe mantenerse en todo el sistema de distribución para obtener una adecuada desinfección. Por otro lado, en la Tabla 2.4. se muestran dosis típicas de hipoclorito de sodio, hipoclorito de calcio y cloro gas en plantas de tratamiento de aguas (EPA, 1999).

Tabla 2.4. Dosis típica de cloro en plantas potabilizadoras

Compuesto de cloro	Rango de dosis
Hipoclorito de calcio	0.5 – 5 mg/L
Hipoclorito de sodio	0.2 – 2 mg/L
Cloro gas	1 – 16 mg/L

Fuente: EPA, 1999

2.4.4. Modo de acción

El cloro actúa causando dos tipos de daño en las células. Por un lado, afecta la integridad de la membrana y ocluye su permeabilidad, y por otro, altera funciones celulares (daña enzimas y ácidos nucleicos). Por ello, la reacción de los microorganismos ante el cloro está determinada por la resistencia de sus membranas así como por la relativa afinidad química de este compuesto con las sustancias vitales del organismo (Jiménez *et al.*, 2000b).

Factor Ct

Uno de los factores más importantes para determinar o predecir la eficiencia germicida de cualquier desinfectante es el factor Ct, el cual es definido como el producto de la concentración del desinfectante, C, en mg/L, y el tiempo de contacto, t, en minutos, requerido para inactivar cierto porcentaje de la población bajo condiciones específicas de pH y temperatura. En la Tabla 2.5 se muestran valores de Ct para diferentes organismos, empleándose cloro como desinfectante.

Tabla 2.5. Valores de Ct para diferentes organismos empleando cloro como desinfectante.

Microorganismos	Cloro (mg/L)	Tiempo de Inactivación (minutos)	Ct
<i>Escherichia coli</i>	0.1	0.4	0.04
Poliovirus	1.0	1.7	1.7
Quistes de <i>Entamoeba histolytica</i>	5.0	18	90
<i>Giardia lamblia</i>	1.0	50	50
<i>Giardia muris</i>	2.5	100	250

Fuente: Jiménez *et al.*, 2000b.

2.4.5. Ventajas y desventajas (White, 1992; WERF, 1995; EPA, 1999)

El cloro es un desinfectante que tiene ciertas limitantes en términos de salubridad y seguridad, pero al mismo tiempo tiene un largo historial como un desinfectante efectivo. Antes de decidir si el cloro reúne las condiciones para su uso es necesario entender las ventajas y desventajas que su aplicación conlleva.

Entre las ventajas podemos citar las siguientes:

- ☺ Tecnología bien establecida.
- ☺ Es más eficiente en términos de costo que la radiación UV o la desinfección con ozono (excepto cuando la decloración y el cumplimiento con requisitos de prevención de incendios son requeridos).
- ☺ El cloro residual que permanece en el efluente puede prolongar el efecto de desinfección aún después del tratamiento inicial, y puede ser medido para evaluar su efectividad
- ☺ La desinfección con cloro es confiable y efectiva para un amplio espectro de organismos patógenos.
- ☺ Es efectivo en la oxidación de ciertos compuestos orgánicos e inorgánicos.
- ☺ Permite un control flexible de la dosificación.
- ☺ Controla olores y sabores.

En cuanto a las desventajas se encuentran:

- ⊗ El cloro residual, aún a bajas concentraciones, es tóxico a los organismos acuáticos y por ello puede requerirse la decloración.
- ⊗ Todas las formas de cloro son muy corrosivas y tóxicas. Como consecuencia, el almacenamiento, el transporte y el manejo presentan riesgos cuya prevención requiere normas más exigentes de seguridad industrial.
- ⊗ El cloro oxida ciertos tipos de materiales orgánicos del agua residual generando compuestos más peligrosos (tales como los trihalometanos).

- ⊗ El cloro residual es inestable en presencia de altas concentraciones de materiales con demanda de cloro, por lo cual pueden requerirse mayores dosis para lograr una desinfección adecuada.
- ⊗ Algunas especies parásitas han mostrado resistencia a dosis bajas de cloro, incluyendo los oocistos de *Cryptosporidium parvum*, los quistes de *Entamoeba histolytica* y *Giardia lamblia*, y los huevos de parásitos intestinales (helmintos).

2.4.6. Costo

El costo de los sistemas de desinfección con cloro dependen del fabricante de los equipos, la ubicación y la capacidad de la planta, así como de las características del agua a tratar y el desinfectante empleado, es decir, los compuestos de hipoclorito, por ejemplo, tienden a ser más costosos que el cloro gas.

En la Tabla 2.6 se muestra una aproximación del costo de la cloración (EPA, 2001) en donde para propósitos del análisis se realizaron los siguientes supuestos: se empleó una dosis de precloración de 3 mg/L y una postcloración de 1.5 mg/L. Además el costo incluye inversión, operación y mantenimiento y costo del desinfectante.

Tabla 2.6. Costo de la cloración

Flujo a tratar en m ³ /d (MGD)	Costo en centavos de dólar/m ³
0.3785 (0.1)	11.1
3.785 (1.0)	3.80
37.85 (10)	0.634
378.5 (100)	0.325

MGD = Millones de galones por día
Fuente: EPA 2001.

2.4.7. Subproductos de la cloración

En los años 70's, científicos determinaron que cuando se añade cloro al agua que contiene materia orgánica natural, tal como los ácidos húmicos y fúlvicos, se formaban subproductos de la desinfección, como trihalometanos (THM), halógenos orgánicos totales (TOX) y ácidos haloacéticos (AHA), siendo los primeros los que se encuentran con mayor frecuencia y cantidad (Cantor, 1994).

2.4.7.1. Trihalometanos

Historia

En 1970, el descubrimiento de cloroformo en la sangre de muchos residentes de Nueva Orleans, provocó la búsqueda de su origen, el cual fue pronto identificado como el agua potable. Este

descubrimiento fue una de las razones que incitó a que se promulgara el Acta del Agua Potable Segura (SDWA, en inglés) de 1974, la cual, entre otras cosas, limitó el total de THM a 100 partes por billón (ppb) (Pedersen, 2004), siendo actualmente de 80 ppb (EPA, 1998).

Por lo anterior, en estos últimos tiempos, han surgido nuevas controversias con respecto a la cloración del agua potable y la formación de THM, tanto de investigadores como de profesionales debido a los efectos dañinos de estas sustancias sobre la salud humana (Ivancev *et al.*, 1999).

Definición

Los THM constituyen un grupo de compuestos orgánicos que, como su nombre lo indica, se consideran por su nomenclatura como derivados del metano (CH_4), en cuya molécula, tres átomos de hidrógeno han sido sustituidos por igual número de halógenos (cloro, flúor, bromo o yodo o una combinación de éstos). Estos incluyen el cloroformo (CHCl_3), bromodichlorometano (CHBrCl_2), dibromoclorometano (CHBr_2Cl) y bromoformo (CHBr_3). La distribución de THM entre estas 4 especies depende de la concentración de bromuro en el agua (Singer, 1989; Caceres, 1990).

Formación de trihalometanos

Los denotados THMs protagonizan una situación paradójica puesto que se trata de contaminantes que son fruto involuntario de un proceso, el de la cloración, que justamente sirve para desinfectar los caudales antes de ser consumidos por la población.

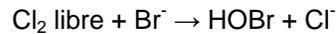
Numerosos investigadores han reportado que la materia orgánica natural (MON) es el principal precursor de THM (Singer, 1989; EPA, 1999). La MON se puede dividir en fracción hidrofóbica (material húmico) y fracción hidrofílica (material no húmico; Owen *et al.*, 1995), aunque Kim y Yu (2005) encontraron que los THM son mayormente influenciados por la fracción hidrofóbica. Por lo anterior se han propuesto parámetros que midan el contenido de materia orgánica entre los que destacan (EPA, 1999):

- Carbón orgánico total y disuelto (COT y COD);
- Absorbancia ultravioleta a una longitud de onda de 254 nm (UVA_{254});
- Potencial de formación de THM (PFTHM); prueba que mide la cantidad de THM formados con una dosis de cloro libre elevada y largo tiempo de reacción.

Los precursores o MON aparecen en el agua cruda, por la descomposición de la materia vegetal que crece en las orillas de los ríos o lagos, siendo por lo tanto más abundantes en las cuencas que poseen mayor cantidad de vegetación en sus márgenes.

Cloro libre + Precursores → THM

En presencia de bromuro, el cloro libre rápidamente oxida el ión bromuro a ácido hipobromoso (HOBr) el cual puede reaccionar con la materia orgánica natural para producir bromoformo.



Las reacciones antes señaladas son influenciadas por algunas variables entre las que se puede citar (Cooper *et al.*, 1985; Singer, 1989; Caceres, 1990):

- a) *Temperatura*: Cuanto mayor es la temperatura del agua, se incrementan las posibilidades de la formación de trihalometanos.
- b) *Efecto del pH*: La formación de trihalometanos es mayor, conforme aumenta el valor del pH del agua, por su acción catalítica sobre el haloformo.
- c) *Residual de cloro*: La concentración de trihalometanos aumenta en razón directa con el residual de cloro.
- d) *Precursores*: Cuando en el agua sin tratar, existe gran cantidad de materia orgánica, mayor será la posibilidad de formación de trihalometanos.
- e) *Concentración del ión bromuro*: Cuando el bromuro está presente favorece la formación de THM bromados.
- f) *Tipo de desinfectante*: Conforme a su tipo, el desinfectante ejerce una influencia decisiva en la formación de los trihalometanos.

Finalmente, conviene señalar que los trihalometanos no se forman exclusivamente durante la fase del tratamiento del agua. Por ser dependiente de la concentración de los precursores y de la dosis de cloro residual, la reacción que da origen a los THMs, puede continuar desarrollándose en el sistema de distribución.

2.4.7.2. Riesgos a la salud

De acuerdo a la revisión toxicológica (OMS, 2004) de los THM se tiene que:

Cloroformo

El peso de evidencia para la genotoxicidad del cloroformo se considera negativo. El efecto tóxico más observado del cloroformo es el daño a la región centrilobular del hígado. La severidad de estos efectos por unidad de dosis administrada depende de la especie, del vehículo y del método por los cuales el cloroformo es administrado.

Bromoformo

En una prueba biológica del programa de toxicología nacional (NTP, por sus siglas en inglés), el bromoformo indujo un pequeño aumento en tumores relativamente raros del intestino grueso en las ratas de ambos sexos pero no indujo tumores en ratones. Los datos de una variedad de análisis sobre la genotoxicidad del bromoformo son ambiguos. La agencia internacional para la investigación sobre el cáncer (IARC, por sus siglas en inglés) ha clasificado al bromoformo en el grupo 3 (no clasificable en cuanto a su potencial carcinógeno a los seres humanos).

Dibromoclorometano (DBCM)

En una prueba biológica del NTP, el DBCM indujo tumores hepáticos en hembras y posiblemente en los ratones machos pero no en ratas. La genotoxicidad de DBCM se ha estudiado en un número de análisis, pero los datos disponibles se consideran poco concluyentes. La IARC ha clasificado al DBCM en el grupo 3 (no clasificable en cuanto a su potencial carcinógeno a los seres humanos).

Bromodiclorometano (BDCM)

La IARC ha clasificado al BDCM en el grupo 2B (posiblemente carcinógeno a los seres humanos). En una prueba biológica del NTP, el BDCM indujo a adenomas y adenocarcinomas renales en ambos sexos de ratas y ratones machos, tumores raros del intestino grueso en ambos sexos de ratas y adenomas y adenocarcinomas hepatocelulares en ratones hembras.

Debido a lo anterior, la OMS (2004) menciona los siguientes valores guías para cada THM: cloroformo 200 µg/L; bromoformo 100 µg/L; dibromoclorometano (DBCM) 100 µg/L y bromodiclorometano (BDCM) 60 µg/L. Además, en la Tabla 2.7 se muestra la cantidad de THM regulados en diferentes países.

Tabla 2.7. Regulación de THM en agua potable en varios países (µg/L)

País	THM	CHCl ₃
Australia	250	
Canadá	350	
Dinamarca	10-15 ¹	
Francia		30
Japón ²	100	60
Corea	100	
Estados Unidos	80	
México	200	

¹ Tan bajo como sea posible

² CHCl₂Br 30 µg/L; CHClBr₂ 100 µg/L; CHBr₃ 90 µg/L

Fuente: Yoon *et al.*, 2003; NOM-127-SSA1-1994

2.4.7.3. Control de THM

Algunas de las metodologías para limitar la concentración de THM en agua potable incluyen las siguientes (Singer, 1989):

- Aeración
- Optimización de la coagulación para la remoción de precursores (COT)
- Remoción de precursores por medio de adsorción con carbón activado o membranas de filtración
- Cambiar los puntos de aplicación de cloro
- Usar cloro combinado (NH_2Cl) como desinfectante secundario
- Usar desinfectantes alternativos (ozono, dióxido de cloro, UV, etc.)

2.5. Nanofiltración

Para tener una mejor comprensión de la actuación de la nanofiltración (NF) empezaremos definiendo lo que es una membrana.

Una membrana es una lámina fina de material que permite separar sustancias en función de sus propiedades cuando se aplica una fuerza directora a través de la misma (AWWARF, 1998). La membrana funciona como una pared de separación selectiva. Ciertas sustancias pueden atravesar la membrana, mientras que otras son rechazadas por ella (Figura 2.6).

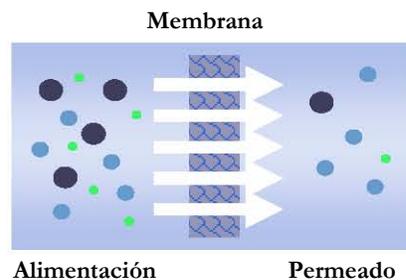


Figura 2.6. Funcionamiento de una membrana

En la Tabla 2.8 se muestran las membranas más importantes en el tratamiento de aguas, en donde se observa su mecanismo de separación, estructura de la membrana y aplicaciones.

Tabla 2.8. Procesos de membranas más importantes en el tratamiento de aguas

Proceso de membrana	Mecanismo de separación ¹	Estructura de la membrana	Aplicaciones
Microfiltración	Cribado	Macroporos (> 50 nm)	Clarificación
Ultrafiltración	Cribado	Mesoporos (2 a 50 nm)	Separación de soluciones macromoleculares, virus y bacterias
Nanofiltración	Cribado+(solución/ Difusión)	Microporos (< 2 nm)	Separación de compuestos orgánicos y ablandamiento
Ósmosis inversa	Solución/difusión	Densa	Separación de microsolutos y sales

¹ Mecanismo de separación: Cribado (separación fundamentada en grandes diferencias de tamaño) y solución-difusión (separación basada en las diferencias de solubilidad y difusividad de los materiales en la membrana)

Fuente: Scott y Hughes, 1996; AWWARF, 1998.

El principio de la micro y ultrafiltración es la separación física (cribado). Por lo que cuando la filtración de membrana se utiliza para retirar partículas más grandes, se aplican la microfiltración y la ultrafiltración y debido a la estructura de las membranas se tiene una productividad alta mientras que las diferencias de presión son bajas. Con respecto a la nanofiltración y las membranas de ósmosis inversa, éstas no actúan según el principio de porosidad (cribado); la separación ocurre por difusión a través de la membrana. La presión requerida para realizar la nanofiltración y la ósmosis inversa es mucho más alta que la requerida para la micro y ultra filtración, mientras que la productividad es mucho más baja.

2.5.1. Antecedentes de la nanofiltración

La nanofiltración se remonta a los años setentas, cuando las membranas de osmosis inversa utilizaban altas presiones que resultaba en un considerable costo de energía y una calidad del permeado demasiado buena, se trabajó con un flujo razonable de agua pero operado a presiones relativamente bajas, y de esa forma se desarrolló la NF la cual se conoció como membranas de osmosis inversa de baja presión (Figura 2.7).

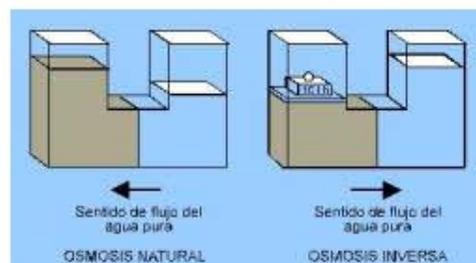


Figura 2.7. Funcionamiento de la osmosis inversa.

La NF es un proceso de filtración por membranas operadas bajo presión en la que solutos mayores a 1 nm son retenidos, pero las sales pasan, total o parcialmente, a través de la membrana con el filtrado. Esto provee un rango de selectividad entre las membranas de ultrafiltración y ósmosis inversa, ya que retiene solutos que la primera pasaría y deja pasar sales que la segunda retendría. Al permitir un paso, prácticamente libre, de iones monovalentes, la membrana de NF reduce el incremento del gradiente de presión osmótica, a la que contribuyen las sales monovalentes, como resultado, una mayor cantidad de producto (permeado) es posible.

Por lo anterior, la NF es usada cuando una alta remoción de sodio, típica de la osmosis inversa, no es necesaria, sino donde otras sales como magnesio y calcio (iones divalentes) deben ser removidas ya que el peso molecular de corte de la membrana de NF es alrededor de 200 daltons² (Scott y Hughes, 1996).

² Dalton = Unidad estándar de masa de los átomos. 1 Dalton es igual a la masa de un átomo de hidrógeno.

Las membranas de NF, se usan en procesos continuos y presentan 3 corrientes diferentes de agua (Figura 2.8): la de entrada llamada alimentación y dos corrientes de salida, una que es el producto o permeado que contiene el material que ha pasado a través de la membrana y un rechazo o concentrado que contiene las especies o sustancias que no atraviesan la membrana.

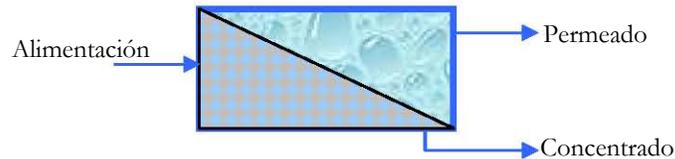


Figura 2.8. Funcionamiento de una membrana de nanofiltración

2.5.2. Aplicaciones

La NF se ha convertido en un método popular en el tratamiento de aguas por su alta remoción de carbono orgánico total (COT), turbiedad, color y ácidos húmicos (Orecki *et al.*, 2004).

Un amplio campo de aplicación de la NF en el tratamiento del agua es el de la remoción de dureza, de hecho este proceso se desarrolló originalmente para el ablandamiento del agua, por tal motivo en estos días las membranas de NF son a veces denominadas membranas de ablandamiento.

Además, se han hecho estudios para la remoción de plaguicidas (Berg *et al.*, 1997) y arsénico (Waypa *et al.*, 1997); más recientemente se ha estado estudiando para la reducción de nitrato (Van der Bruggen *et al.*, 2001) y en la desalinación del agua del mar (Al-Sofi *et al.*, 2001; Hassan *et al.*, 1998) aunque esta última sólo es un proceso de remoción parcial de iones, como un pretratamiento para la osmosis inversa.

Por otro lado, la combinación de nuevos estándares en relación a la calidad del agua potable y el constante mejoramiento de los procesos han conducido a nuevas y posibles ideas, aplicaciones y proyectos a escala laboratorio, piloto e industrial. Las aplicaciones de los procesos de NF pueden hallarse tanto para aguas superficiales como subterráneas, encontrándose en estudios que es un proceso rentable para la remoción de un amplio rango de componentes (Van der Bruggen *et al.*, 2001).

Para dar una mejor idea de la actuación de las membranas de NF para la remoción de turbiedad, COT y PFTHM, en la Tabla 2.9 se presenta el % de remoción logrado por la NF en distintos lugares donde se ha empleado esta tecnología.

Tabla 2.9. Actuación de la NF para la remoción de contaminantes del agua.

Ubicación	COT			Turbiedad			PFTHM		
	Crudo (mg/L)	Filtrado (mg/L)	Remoción (%)	Crudo (UTN)	Filtrado (UTN)	Remoción (%)	Crudo (mg/L)	Filtrado (mg/L)	Remoción (%)
Fauquier, Ontario (1993)	10	2.8	72	0.65	0.18	72	1200	175	85
Lago Caramat, Notario (1992)	14	2.6	81	0.3	< .01	> 96	1350	150	89
Rawdon, Quebec (1991) (Lac Vail)	7	1.1	84	1.3	< 0.1	> 92	260	60	77
Sept-Isles, Quebec (1992) (Lac des-Rapides)	10.4	1.6	85	ND	ND	ND	154	71	54
East Bay CA (1991) (Río Molkelumme)	1.4	0.4	74	0.64	0.05	92	50	6.5	87
Ottawa, Ontario (1991) (Río Ottawa)	7.4	1.1	85	1.4	0.05	96	160	27	83

Fuente: Mourato, 1998.

2.5.3. Materiales de las membranas

Para que sea efectiva la separación, la naturaleza química de los materiales de las membranas de NF deben poseer idealmente las siguientes propiedades: resistencia química, estabilidad mecánica, estabilidad térmica, alta permeabilidad, alta selectividad y una operación estable. Estas propiedades son relativas en función del proceso individual, capital y costo de operación.

Los materiales de las membranas se clasifican en orgánicos (polímeros) o inorgánicos (metales, cerámica, vidrio, etc.).

Membranas orgánicas

Las *membranas orgánicas* más ampliamente usadas son las de celulosa y sus derivados. Estos polímeros hidrófilos tienen bajo costo, y poca tendencia a la absorción. En el tratamiento de agua, las membranas de ésteres de la celulosa tienen la ventaja de ser relativamente resistentes al cloro, pero son sensibles a los ácidos, hidrólisis alcalina, temperatura y degradación biológica, pero pese a lo anterior son ampliamente utilizadas para desalación, ablandamiento, desinfección y clarificación.

Las poliamidas son otra clase importante de membranas poliméricas hidrófilas, tiene la propiedad de selectividad al permeado y una mejor estabilidad térmica, química e hidrofílica, pero su desventaja es que poseen gran sensibilidad a la degradación oxidativa y no toleran la exposición de cloro.

Membranas inorgánicas

En cuanto a los materiales de las *membranas inorgánicas* generalmente poseen mayor estabilidad química, mecánica y térmica en comparación con los polímeros orgánicos. Pero su desventaja es que son muy frágiles y más caras que su contraparte, por lo que su principal campo de aplicación es en la

industria química, farmacéutica y láctea donde precisan tratar con fluidos a altas temperaturas. Las membranas cerámicas son el tipo principal de membranas inorgánicas y se fabrican con óxidos, nitruros o carburos de metales, como el aluminio, zirconio o titanio.

2.5.4. Ensuciamiento y limpieza

La inversión y el costo de operación de los sistemas de membrana crecen directamente en función del caudal de permeado de la membrana. Cuanto mayor sea el volumen de agua que atraviesa la superficie de la membrana por unidad de tiempo, menor será el área de la membrana necesaria para suministrar el caudal del diseño y como consecuencia un menor costo en los módulos de membrana, bombas y tuberías, espacio, etc. El reemplazo de una membrana como consecuencia de su vida útil, representa a menudo, el mayor costo en la operación.

Cuando los materiales se acumulan cerca, sobre o en el interior de la membrana, se puede reducir la permeabilidad de ésta por que se bloquean los poros y se forma una capa de resistencia adicional al flujo a través de la membrana. La reducción en el flujo del permeado a través del tiempo puede ser sustancial y representar una pérdida en la capacidad de la membrana. Con un lavado de la membrana (hidráulica o química), se pueden retirar algunos de los materiales acumulados y restaurar parcialmente el caudal permeado. A la reducción del caudal de permeado que no puede recuperarse se le denomina *ensuciamiento de la membrana*. Cuando el lavado de la membrana ya no produzca efectos en contra de la reducción del caudal permeado, se requiere normalmente el reemplazo de la membrana.

Los mayores modos de ensuciamiento incluyen adsorción, interacciones químicas, formación de torta y bloqueo de los poros. La tasa de ensuciamiento es influenciada por la naturaleza de los solutos, su concentración, tipo de membrana y la distribución del tamaño del poro, calidad del agua y características superficiales de la membrana (Scott y Hughes, 1996).

2.5.5. Costo

De acuerdo con Khalik y Praptowidodo (2000) quienes calcularon el costo para tratar dos sistemas potabilizadores de 14,000-15,000 m³/d, encontraron que el costo total de inversión (bombas, electricidad, equipo, instrumentación, etc.) era de US\$2,920,000 (vida del equipo de 10 años) y el costo de operación (químicos, mano de obra, membranas, etc.) de US\$530,122. Por lo que el costo total del tratamiento basado en el costo de inversión para la producción de 8,616,690 m³/año de agua potable fue de US\$0.03/m³; y de US\$0.06/m³, basado en el costo de operación.

III. METODOLOGÍA

3.1. Ubicación y descripción del sitio

El agua a emplear en el presente estudio se obtuvo del manantial Cerro Colorado (Figura 3.1) ubicado en el municipio de Tezontepec, Hidalgo. Este manantial surgió en 1964 y se usa como la única fuente de abastecimiento para varias comunidades de la zona, con una población de aproximadamente 130,251 habitantes (INEGI, 2000; Sotomayor, 1998). Actualmente el único proceso de tratamiento que recibe el agua es la desinfección con cloro.



Figura 3.1. Manantial Cerro Colorado

3.2. Preparación del material

Todo el material utilizado para la medición de los parámetros fisicoquímicos así como para el transporte de las muestras se lavó con agua y un detergente libre de fosfatos (Extran) y se enjuagó con agua destilada.

Para las determinaciones microbiológicas, el material empleado se lavó, secó y se cubrió con papel aluminio, posteriormente fue sometido a esterilización en autoclave durante 15 minutos a 121°C o 15 psi.

En la realización de las pruebas de desinfección con ácido peracético y cloro se emplearon frascos color ámbar de 1 L con tapón de rosca, mientras que en la desinfección con luz ultravioleta se utilizaron cubas de vidrio transparentes con agitador magnético con una capacidad de 50 mL.

Todo el material de cristal empleado en las pruebas de PFTHM fue lavado con metanol seguido de detergente Extran y agua, enjuagándose al final con agua destilada, se secó el material y se cubrió con papel aluminio colocándose finalmente en la mufla a 400°C durante una hora.

3.3. Muestreo

Los muestreos se realizaron durante los meses de Septiembre, Octubre y Noviembre de 2005, obteniéndose muestras para la determinación de parámetros fisicoquímicos, bacteriológicos así como para las pruebas del PFTHM. Los lineamientos seguidos para la toma de muestra se realizaron de acuerdo a la NMX-AA-003-1980.

Para la determinación de las dosis óptimas de APA, UV y cloro, así como para la nanofiltración, la muestra se recolectó en garrafones de plástico de 20 L los cuales fueron sellados con plástico. En el caso del carbono orgánico total y disuelto se recolectó en viales de 20 mL con tapón de rosca y se le adicionó 1 gota de HCl 1 N, almacenándose a 4°C.

Para los análisis microbiológicos se tomaron las muestras directamente del manantial en bolsas estériles (Nasco whirl-pak), y se mantuvieron a 4°C para su posterior análisis durante no más de 24 horas después de haber sido recolectadas.

Las muestras para la evaluación del PFTHM se tomaron en frascos de color ámbar de 1 L, llenándose completamente para que no formaran burbujas de aire y se almacenaron a 4°C hasta el día de prueba en donde se emplearon frascos de color ámbar de 250 mL con tapón de rosca. Para el transporte de

las muestras al laboratorio comercial se utilizaron viales ámbar de 40 mL con tapón de rosca revestidos de TFE los cuales contenían sulfito de sodio para eliminar el cloro residual y como conservador.

3.4. Descripción de las técnicas analíticas empleadas

Todos los análisis (con excepción de los THM¹) se realizaron en los laboratorios del Instituto de Ingeniería siguiendo las técnicas normalizadas de la 20th edición del *Standard Methods* (APHA, AWWA, WEF, 1998) así como de las Normas Mexicanas vigentes.

3.4.1. Caracterización del agua

En la caracterización del agua del manantial los análisis se dividieron en dos grupos, los que se midieron en campo (Tabla 3.1): temperatura, pH, turbiedad, conductividad, sólidos disueltos totales (SDT), bromo y nitrógeno amoniacal (NH₃-N) y los que se analizaron en el laboratorio (Tabla 3.2): absorbancia y transmitancia UV a 254 nm, carbono orgánico total y disuelto, coliformes totales, fecales y estreptococos fecales (Tabla 1 y 2 respectivamente).

Tabla 3.1. Parámetros medidos en el campo.

Parámetro	Equipo o técnica	
Temperatura	Termómetro	(NMX-AA-007-SCFI-2000)
pH	Potenciómetro	(NMX-AA-008-SCFI-2000)
Turbiedad	Turbidímetro	(NMX-AA-038-SCFI-2001)
Conductividad	Conductímetro	(NMX-AA-093-SCFI-2000)
Sólidos disueltos totales	Gravimétrico	(NMX-AA-034-SCFI-2001)
Bromo	Espectrofotómetro	Método de DPD(8016) [*]
NH ₃ -N	Espectrofotómetro	Método de Nessler (8038) [*]

*Estas pruebas se realizaron de acuerdo al manual de espectrofotómetro DR/2010 HACH

Tabla 3.2. Parámetros medidos en el laboratorio.

Parámetro	Equipo o técnica	
Absorbancia UV a 254 nm	Espectrofotómetro Perkin-Elmer	Lambda 3B UV/VIS
Transmitancia UV a 254 nm	Espectrofotómetro Perkin-Elmer	Lambda 3B UV/VIS
Carbono orgánico total	Método de combustión-infrarrojo	5310 B APHA, AWWA, WEF (1998)
Carbono orgánico disuelto	Método de combustión-infrarrojo	5310 B APHA, AWWA, WEF (1998)
Coliformes totales	Filtración por membrana	9222 B APHA, AWWA, WEF (1998)
Coliformes fecales	Filtración por membrana	9222 D APHA, AWWA, WEF (1998)
Estreptococos fecales	Filtración por membrana	9230 C APHA, AWWA, WEF (1998)

Asimismo, parte del equipo empleado para la determinación de algunos parámetros se muestra en la Figura 3.2.

¹ La cuantificación de los THM fueron realizados por un laboratorio externo acreditado.



Figura 3.2. Equipo empleado para la medición de pH, turbiedad, conductividad, SDT, bromo, $\text{NH}_3\text{-N}$, absorbancia y transmitancia UV.

3.4.2. Desinfección con ácido peracético

Para esta prueba se empleó ácido peracético de la marca PERABAQ QPM, comercializado por la empresa Quimiproducos, S.A. de C.V. Las especificaciones técnicas del producto fueron las siguientes: líquido incoloro, densidad 1.13 g/mL y 3.3% v/v.

Se realizó la prueba de la siguiente manera:

- Se utilizaron 10 frascos color ámbar de 1 L con tapón de rosca (Figura 3.3) conteniendo cada uno 900 mL de muestra.
- Se adicionaron a cada frasco distintas dosis de APA (0.3, 0.5, 0.8, 1.0, 1.3, 1.5, 2.0, 3.0 y 5.0 mg/L), empleándose un tiempo de contacto de 10 minutos².
- Después de transcurrido ese tiempo se le agregó sulfito de sodio para inhibir la acción del APA y se procedió a hacer las siembras de CT, CF y EF.



Figura 3.3. Frascos en donde se llevó a cabo la desinfección con APA.

² Se empleó este tiempo ya que la mayor reducción en la concentración de los microorganismos ocurre durante los primeros 10 minutos de tiempo de contacto (Morris, 1993 ; Rajala-Mustonen *et al.*, 1997).

El diseño de experimentos empleado fue de un diseño en bloques completamente al azar, con 10 tratamientos correspondientes a la concentración del ácido peracético empleado y 3 repeticiones por tratamiento (Tabla 3.3), siendo las variables de respuesta los coliformes totales, fecales y estreptococos fecales. Los resultados se analizaron a través de un análisis de varianza (ANOVA), para comprobar si la dosis de APA así como la fecha del muestreo tienen influencia en las variables de respuesta.

Tabla 3.3. Diseño de experimentos para el APA

Factor: Dosis de APA (mg/L)	Bloque: Muestreo		
	1	2	3
0	Y ₁₁	Y ₂₁	Y ₃₁
0.3	Y ₁₂	Y ₂₂	Y ₃₂
0.5	Y ₁₃	Y ₂₃	Y ₃₃
0.8	Y ₁₄	Y ₂₄	Y ₃₄
1.0	Y ₁₅	Y ₂₅	Y ₃₅
1.3	Y ₁₆	Y ₂₆	Y ₃₆
1.5	Y ₁₇	Y ₂₇	Y ₃₇
2.0	Y ₁₈	Y ₂₈	Y ₃₈
3.0	Y ₁₉	Y ₂₉	Y ₃₉
5.0	Y ₁₁₀	Y ₂₁₀	Y ₃₁₀

Donde: Y_{ij} = Tratamiento ij
i = Bloque
j = Dosis

A continuación se muestra el diagrama de flujo para la determinación de la dosis óptima de APA.

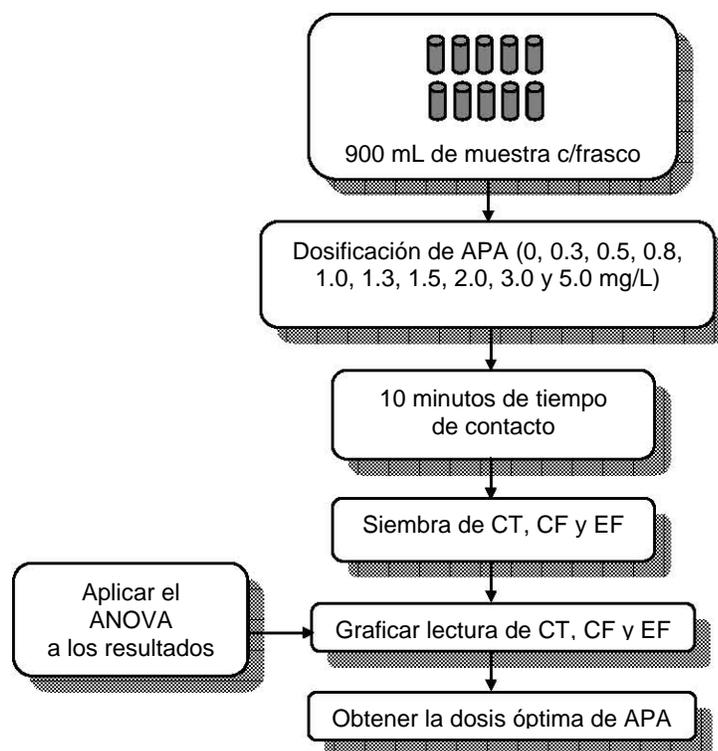


Figura 3.4. Diagrama de flujo para la determinación de la dosis óptima de APA.

3.4.3. Desinfección con luz ultravioleta

En la determinación de la dosis óptima de UV se empleó un equipo de luz colimada de baja presión marca Trojan, instalado en forma horizontal (Figura 3.5), el cual se encendió de 30 a 60 minutos antes de empezar con la prueba, asegurando con esto que la lámpara se calentara y la luz irradiada se estabilizara.



Figura 3.5. Equipo empleado para la desinfección con luz UV.

La intensidad de la luz se midió en el centro del tubo de irradiación por medio de un radiómetro. Una vez medida la intensidad se procedió con lo siguiente:

- Se homogenizó la muestra y se colocaron 50 mL en una cuba estéril con un agitador.
- Se colocó debajo de la lámpara y se removió la cubierta de ésta, a la vez que se usó un cronómetro para controlar el tiempo de exposición el cual fue de 10, 15, 20, 25, 30, 35, 40, 45, 50, 70 y 100 segundos.
- Después de transcurrido el tiempo requerido se retiró la cuba y se realizó la siembra de CT, CF y EF (Figura 3.6).



Figura 3.6. Siembra de CT, CF y EF.

Además se procedió a hacer las pruebas de fotorreactivación tanto en presencia de luz solar como en ausencia de ésta después de 6, 12, 24, 30, 36 y 48 horas de exposición. Para ello, se emplearon frascos transparentes de 250 ml, en donde los utilizados para la reactivación en ausencia de luz fueron cubiertos con papel aluminio (Figura 3.7).



Figura 3.7. Frascos empleados en la prueba de reactivación.

El diseño de experimentos empleado fue de un diseño en bloques completamente al azar de un solo factor, estudiándose el efecto del tiempo de exposición (12 tratamientos) sobre la variable de respuesta (coliformes totales, fecales y estreptococos fecales) con 5 repeticiones (Tabla 3.4), en donde se analizaron los resultados empleando un ANOVA.

Tabla 3.4. Diseño de experimentos para la desinfección con luz UV.

Factor: Tiempo de exposición (s)	Bloque: Muestreo				
	1	2	3	4	5
0	Y ₁₁	Y ₂₁	Y ₃₁	Y ₄₁	Y ₅₁
10	Y ₁₂	Y ₂₂	Y ₃₂	Y ₄₂	Y ₅₂
15	Y ₁₃	Y ₂₃	Y ₃₃	Y ₄₃	Y ₅₃
20	Y ₁₄	Y ₂₄	Y ₃₄	Y ₄₄	Y ₅₄
25	Y ₁₅	Y ₂₅	Y ₃₅	Y ₄₅	Y ₅₅
30	Y ₁₆	Y ₂₆	Y ₃₆	Y ₄₆	Y ₅₆
35	Y ₁₇	Y ₂₇	Y ₃₇	Y ₄₇	Y ₅₇
40	Y ₁₈	Y ₂₈	Y ₃₈	Y ₄₈	Y ₅₈
45	Y ₁₉	Y ₂₉	Y ₃₉	Y ₄₉	Y ₅₉
50	Y ₁₀	Y ₂₁₀	Y ₃₁₀	Y ₄₁₀	Y ₅₁₀
70	Y ₁₁₁	Y ₂₁₁	Y ₃₁₁	Y ₄₁₁	Y ₅₁₁
100	Y ₁₁₂	Y ₂₁₂	Y ₃₁₂	Y ₄₁₂	Y ₅₁₂

Donde: Y_{ij} = Tratamiento *ij*
i = Bloque
j = Tiempo de exposición

A continuación se muestra el diagrama de flujo para la determinación de la dosis óptima de luz UV.

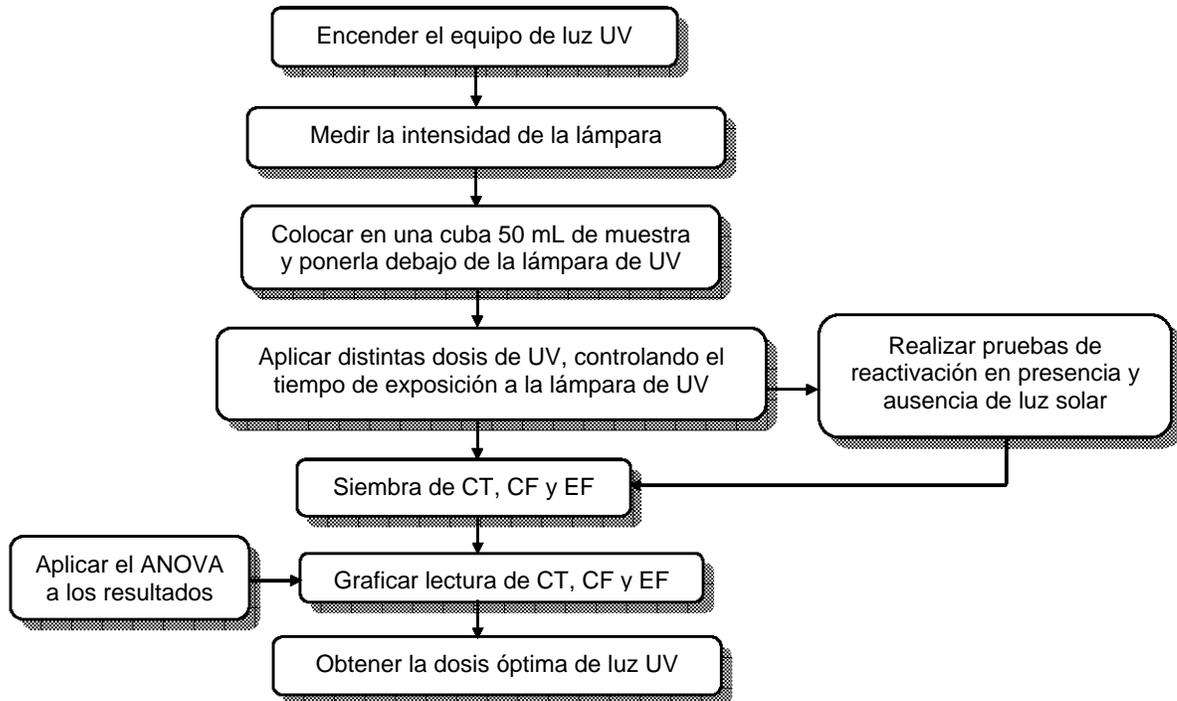


Figura 3.8. Diagrama de flujo para la determinación de la dosis óptima de luz UV.

3.4.4. Desinfección con cloro

En esta prueba se empleó hipoclorito de sodio comercial marca Cloralex. La evaluación del cloro libre se hizo con el método Yodométrico 4500-Cl B APHA, AWWA, WEF (1998), encontrándose un contenido de cloro libre de 5.5%. Para las pruebas se empleó una solución patrón de cloro libre de 500 mg/L.

Desinfección

La desinfección con cloro se realizó de la siguiente forma:

- Se utilizaron 10 frascos color ámbar de 1 L con tapón de rosca, conteniendo cada uno 900 mL de muestra.
- Se adicionaron a cada frasco distintas dosis de la solución patrón de hipoclorito de sodio (0.3, 0.6, 0.8, 1.0 y 1.2 mg/L).
- Se dejó un tiempo de contacto de 10 minutos y después de transcurrido éste se le agregó sulfito de sodio para inhibir la acción del cloro y se procedió a hacer las siembras de CT, CF y EF.

Se utilizó un diseño en bloques completamente al azar, con 6 tratamientos correspondientes a la concentración del hipoclorito de sodio con 5 repeticiones por tratamiento (Tabla 3.5), siendo las variables de respuesta los coliformes totales, fecales y estreptococos fecales. A los resultados se les realizó un análisis de varianza para comprobar si tanto la dosis como el muestreo influyen sobre éstos.

Tabla 3.5. Diseño de experimentos para la desinfección con cloro

Factor: Dosis de hipoclorito de sodio (mg/L)	Bloque: Muestreo				
	1	2	3	4	5
0	Y ₁₁	Y ₂₁	Y ₃₁	Y ₄₁	Y ₅₁
0.3	Y ₁₂	Y ₂₂	Y ₃₂	Y ₄₂	Y ₅₂
0.6	Y ₁₃	Y ₂₃	Y ₃₃	Y ₄₃	Y ₅₃
0.8	Y ₁₄	Y ₂₄	Y ₃₄	Y ₄₄	Y ₅₄
1.0	Y ₁₅	Y ₂₅	Y ₃₅	Y ₄₅	Y ₅₅
1.2	Y ₁₆	Y ₂₆	Y ₃₆	Y ₄₆	Y ₅₆

Donde: Y_{ij} = Tratamiento ij
i = Bloque
j = Dosis

Cabe mencionar que la dosis de cloro que debe emplearse en un sistema de potabilización viene determinada por su demanda de cloro, la cual se evalúa de la siguiente manera:

Demanda de cloro

Para evaluar la demanda de cloro se empleó la prueba del punto de quiebre procediendo de la siguiente manera:

- Se colocaron 10 frascos color ámbar de 1 L conteniendo 900 mL de muestra.
- Se adicionó a cada frasco una dosis diferente de la solución patrón de hipoclorito de sodio (0.5, 0.9, 1.0, 1.1, 1.2, 1.3, 1.5, 2.0, 2.5 y 3.0 mg/L).
- Se emplearon tiempos de contacto de 0.5, 1 y 24 horas.
- Después de transcurrido cada uno de esos tiempos se determinó el cloro residual libre y combinado con el método titulométrico de la DPD ferrosa (4500-Cl, APHA, AWWA, WEF, 1998).
- Se graficó el cloro residual contra la dosis de cloro dosificado para obtener el punto de quiebre.

Tabla 3.6. Diseño de experimentos para la determinación de la demanda de cloro.

Factor 2: Tiempo de contacto	Factor 1: Dosis de Cloro (mg/L)									
	0.5	0.9	1.0	1.1	1.2	1.3	1.5	2.0	2.5	3.0
30 minutos	Y ₁₁₁	Y ₂₁₁	Y ₃₁₁	Y ₄₁₁	Y ₅₁₁	Y ₆₁₁	Y ₇₁₁	Y ₈₁₁	Y ₉₁₁	Y ₁₀₁₁
	Y ₁₁₂	Y ₂₁₂	Y ₃₁₂	Y ₄₁₂	Y ₅₁₂	Y ₆₁₂	Y ₇₁₂	Y ₈₁₂	Y ₉₁₂	Y ₁₀₁₂
	Y ₁₁₃	Y ₂₁₃	Y ₃₁₃	Y ₄₁₃	Y ₅₁₃	Y ₆₁₃	Y ₇₁₃	Y ₈₁₃	Y ₉₁₃	Y ₁₀₁₃
	Y ₁₁₄	Y ₂₁₄	Y ₃₁₄	Y ₄₁₄	Y ₅₁₄	Y ₆₁₄	Y ₇₁₄	Y ₈₁₄	Y ₉₁₄	Y ₁₀₁₄
	Y ₁₁₅	Y ₂₁₅	Y ₃₁₅	Y ₄₁₅	Y ₅₁₅	Y ₆₁₅	Y ₇₁₅	Y ₈₁₅	Y ₉₁₅	Y ₁₀₁₅
1 hora	Y ₁₂₁	Y ₂₂₁	Y ₃₂₁	Y ₄₂₁	Y ₅₂₁	Y ₆₂₁	Y ₇₂₁	Y ₈₂₁	Y ₉₂₁	Y ₁₀₂₁
	Y ₁₂₂	Y ₂₂₂	Y ₃₂₂	Y ₄₂₂	Y ₅₂₂	Y ₆₂₂	Y ₇₂₂	Y ₈₂₂	Y ₉₂₂	Y ₁₀₂₂
	Y ₁₂₃	Y ₂₂₃	Y ₃₂₃	Y ₄₂₃	Y ₅₂₃	Y ₆₂₃	Y ₇₂₃	Y ₈₂₃	Y ₉₂₃	Y ₁₀₂₃
	Y ₁₂₄	Y ₂₂₄	Y ₃₂₄	Y ₄₂₄	Y ₅₂₄	Y ₆₂₄	Y ₇₂₄	Y ₈₂₄	Y ₉₂₄	Y ₁₀₂₄
	Y ₁₂₅	Y ₂₂₅	Y ₃₂₅	Y ₄₂₅	Y ₅₂₅	Y ₆₂₅	Y ₇₂₅	Y ₈₂₅	Y ₉₂₅	Y ₁₀₂₅

	Y ₁₃₁	Y ₂₃₁	Y ₃₃₁	Y ₄₃₁	Y ₅₃₁	Y ₆₃₁	Y ₇₃₁	Y ₈₃₁	Y ₉₃₁	Y ₁₀₃₁
	Y ₁₃₂	Y ₂₃₂	Y ₃₃₂	Y ₄₃₂	Y ₅₃₂	Y ₆₃₂	Y ₇₃₂	Y ₈₃₂	Y ₉₃₂	Y ₁₀₃₂
24 horas	Y ₁₃₃	Y ₂₃₃	Y ₃₃₃	Y ₄₃₃	Y ₅₃₃	Y ₆₃₃	Y ₇₃₃	Y ₈₃₃	Y ₉₃₃	Y ₁₀₃₃
	Y ₁₃₄	Y ₂₃₄	Y ₃₃₄	Y ₄₃₄	Y ₅₃₄	Y ₆₃₄	Y ₇₃₄	Y ₈₃₄	Y ₉₃₄	Y ₁₀₃₄
	Y ₁₃₅	Y ₂₃₅	Y ₃₃₅	Y ₄₃₅	Y ₅₃₅	Y ₆₃₅	Y ₇₃₅	Y ₈₃₅	Y ₉₃₅	Y ₁₀₃₅

Variables de respuesta: Cloro residual (mg/L)

Donde: Y_{ijk} = Tratamiento ijk
 i = Dosis
 j = Tiempo de contacto
 k = Réplica

En este caso se utilizó un diseño de experimentos con dos factores, en donde el primero tiene 10 niveles y el segundo 3 niveles, obteniéndose un diseño con 30 tratamientos (10 x 3) y 5 réplicas por tratamiento (Tabla 3.6). Los resultados obtenidos se analizaron con un análisis de varianza. En la Figura 3.9 se muestra el diagrama de flujo para la desinfección con cloro.

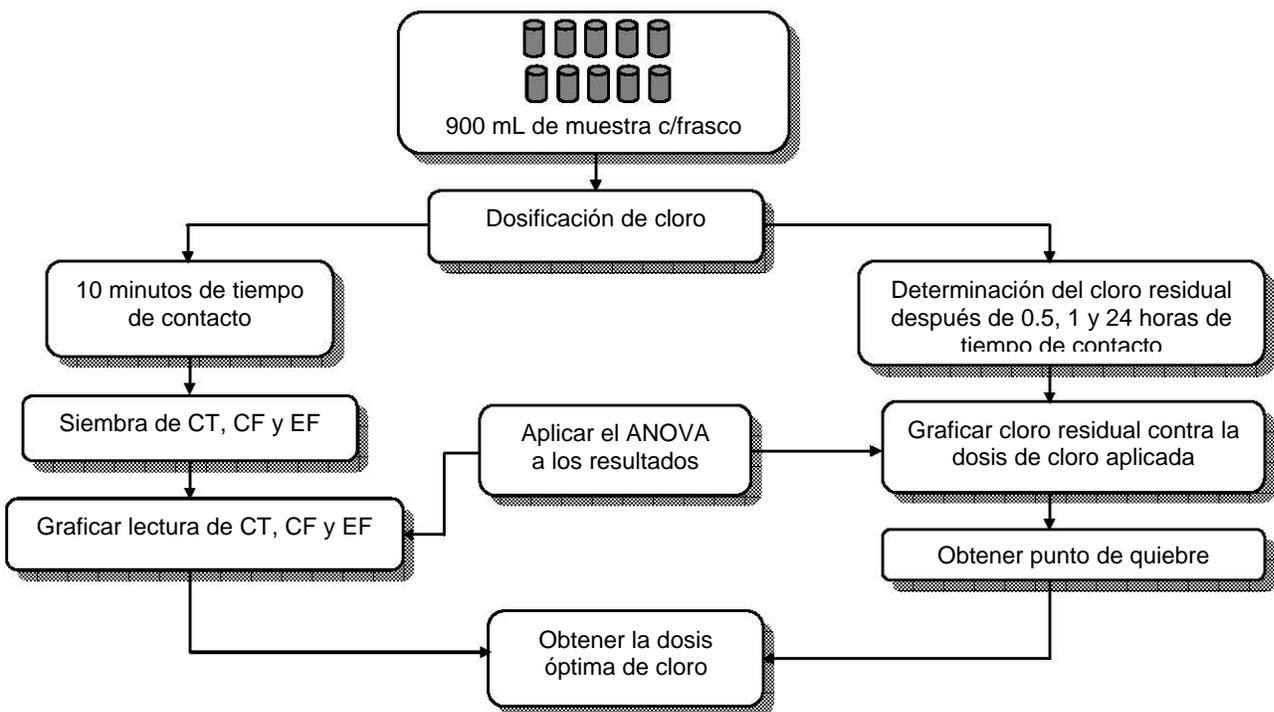


Figura 3.9. Diagrama de flujo para la determinación de la dosis óptima de Cloro.

3.4.5. Evaluación del PFTHM

Este método se utiliza para predecir la formación de trihalometanos en un proceso de tratamiento de agua a un tiempo de contacto, pH, temperatura, dosis de cloro y cloro residual estandarizadas. La prueba se hizo siguiendo el procedimiento 5710 B APHA, AWWA, WEF (1998). El principio del método consiste en que las muestras son amortiguadas a un pH 7.0 ± 0.2 , cloradas hasta obtener un exceso de

cloro libre y almacenadas a $25\pm 0.2^{\circ}\text{C}$ durante un periodo de 7 días para permitir que la reacción se acerque a su finalización. Se realizó la prueba de la forma siguiente:

- Se emplearon frascos ámbar de 250 mL con tapón de rosca, agregándole cloro suficiente para que después de transcurrido los 7 días se detectara cloro residual entre 3 a 5 mg/L.
- Una vez transcurrido el tiempo de reacción se colocó la muestra en viales de 40 mL color ámbar con tapón de rosca revestidos de TFE agregándole sulfito de sodio para inhibir la acción del cloro.
- Posteriormente se trasladó la muestra a un laboratorio comercial para su análisis, conservándose en todo momento a 4°C .

Se corrieron 3 repeticiones de esta prueba analizándose la dispersión de los resultados durante los tres muestreos.

3.4.6. Nanofiltración

Para la prueba de filtración se empleó un equipo de nanofiltración (Figura 3.10), el cual consta de un depósito de alimentación que contiene la muestra (80 L) y a través de una bomba de alta presión (1 HP) se envía el caudal hacia la unidad Osmonics que contiene una celda en donde se encuentra la membrana. La presión a la que va a estar sometida la membrana se regula con una válvula que está a la salida del concentrado, el cual se recircula al depósito de alimentación.

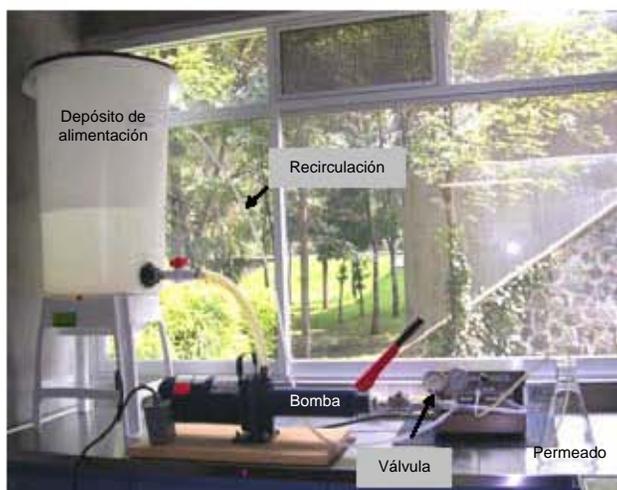


Figura 3.10. Funcionamiento del equipo de nanofiltración.

La membrana de nanofiltración así como la presión a la que es sometida fueron seleccionadas previamente (Aguilar, 2006) de acuerdo a los parámetros que fueran más idóneos para esta fuente de agua, por lo que la membrana empleada fue la NF 270 Film Tec Dow y la presión de operación fue de 0.52 MPa (75 lb/plg²). Al permeado obtenido se le hizo una caracterización evaluándose los mismos parámetros que para la muestra obtenida directamente del manantial, posteriormente se determinó la demanda de cloro de acuerdo al punto de quiebre, así como el potencial de formación de trihalometanos.

3.5. Análisis estadístico

Los datos obtenidos en todo el estudio, se trataron por medio de Excel y del programa estadístico SPSS versión 12.0 para Windows, en donde se obtuvieron los análisis de varianza para cada desinfectante. Además, se hicieron las comparaciones de medias de los tratamientos por el método de diferencia mínima significativa (LSD³) y comparación de tratamientos con un control (método de Dunnett⁴), los detalles de cada uno de los análisis se presentan en el *anexo de estadística*.

A continuación (Figura 3.11) se muestra el diagrama de flujo de todo el experimento a realizar en el presente trabajo:

³ LSD: Es la diferencia mínima que debe haber entre dos medias muestrales para poder considerar que dos tratamientos son diferentes.

⁴ Dunnett: Este método compara los tratamientos con un tratamiento control, en donde en la mayoría de los casos el tratamiento control se refiere a la ausencia de tratamiento.

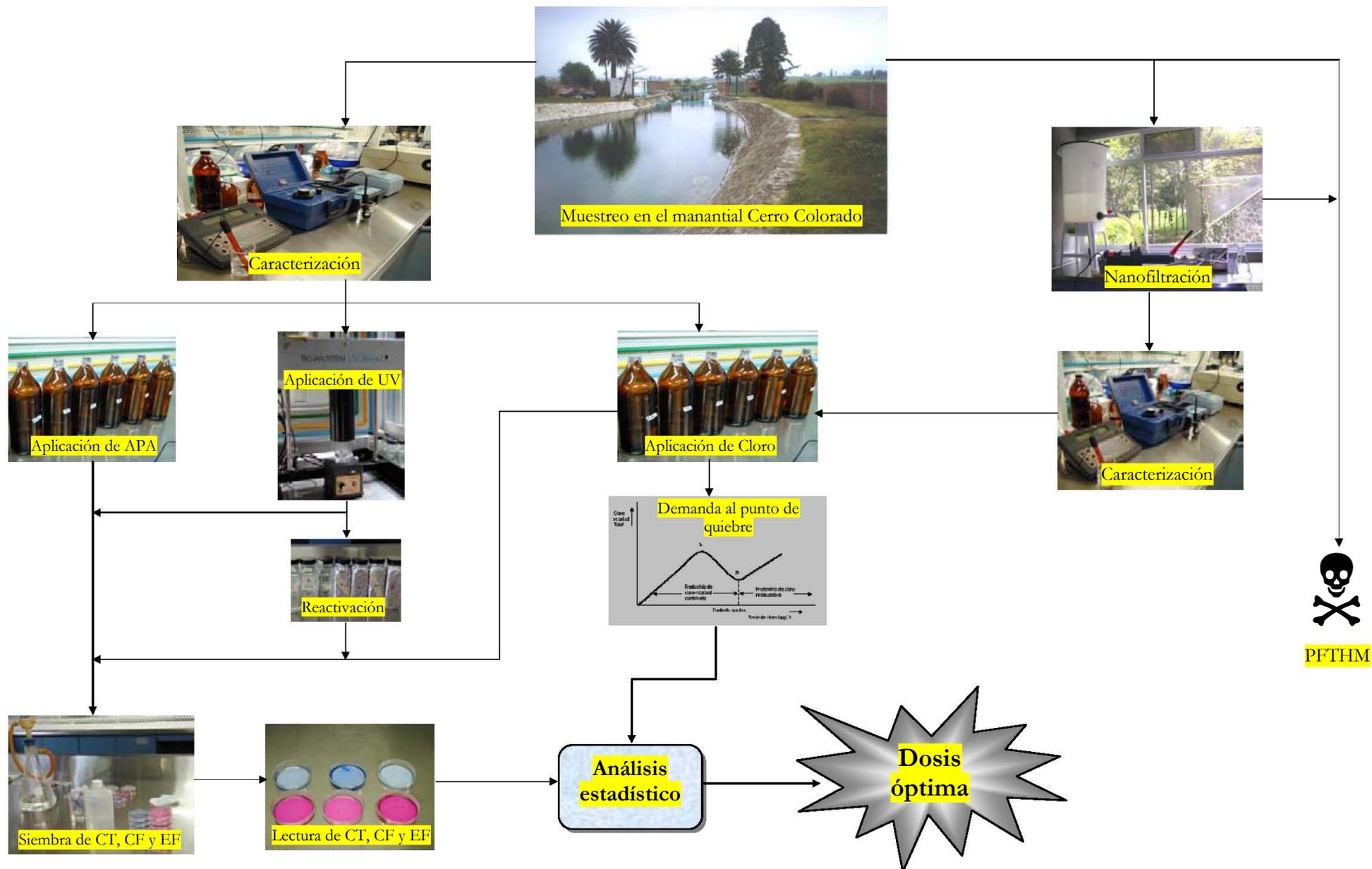


Figura 3.11. Diagrama de flujo de toda la experimentación a realizar en el presente trabajo.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Caracterización fisicoquímica y microbiológica del manantial

Los resultados de la caracterización fisicoquímica y microbiológica del manantial Cerro Colorado se presentan en la Tabla 4.1, en donde se observa que la mayoría de los parámetros medidos durante los 5 muestreos muestran un comportamiento constante, es decir, una desviación estándar baja, debido principalmente al periodo de tiempo en que se llevó a cabo la experimentación (septiembre a noviembre) por lo que sería recomendable monitorearlos durante los siguientes meses sobre todo del COT, CT y CF.

Tabla 4.1. Caracterización del agua del manantial

Parámetro	28/09/05	08/10/05	22/10/05	05/11/05	26/11/05	x	S
<i>pH</i>	7.21	7.08	7.16	7.23	7.35	7.21 ±	0.099
<i>Temperatura (°C)</i>	20	19	19	19.3	19.03	19.27 ±	0.429
<i>Bromo (mg/L)</i>	0.02	0.02	0.04	0.04	0.06	0.04 ±	0.017
<i>Conductividad (mS/cm)</i>	1.71	1.69	1.69	1.62	1.74	1.69 ±	0.044
<i>SDT (mg/L)</i>	1271	1168	1238	1198	1215	1218 ±	39.109
<i>Turbiedad (UTN)</i>	0.11	0.12	0.13	0.18	0.2	0.15 ±	0.040
<i>UVA_{254nm} (cm⁻¹)</i>	0.056	0.046	0.052	0.049	0.051	0.05 ±	0.004
<i>UVT_{254nm} (%)</i>	88.07	90.2	88.70	89.37	88.9	89.05 ±	0.795
<i>COT (mg/L)</i>	46.07	35.85	31.27	55.06	32.33	40.12 ±	10.196
<i>COD (mg/L)</i>	29.5	24.32	28.22	26.3	31.4	27.95 ±	2.751
<i>N-NH₃ (mg/L)</i>	0.22	0.07	0.07	0.03	0.05	0.09 ±	0.076
<i>Coliformes totales (UFC/100mL)</i>	41	47	64	30	119	60.2 ±	35.096
<i>Coliformes fecales (UFC/100mL)</i>	14	8	8	5	22	11.4 ±	6.768
<i>Streptococos fecales (UFC/100mL)</i>		2	0	0	0	0.50 ±	1.000

A continuación se analizan cada uno de los parámetros evaluados.

El pH (7.21) se mantuvo constante durante todos los muestreos y su valor se encuentra dentro de los límites establecido en la NOM-127-SSA1-1994. El monitoreo de éste parámetro es de gran importancia para la desinfección con cloro, ya que éste influye sobre la distribución del ácido hipocloroso, iones hipoclorito, así como de las especies químicas de cloraminas en el agua (Caceres, 1990; EPA, 1999), afectando la efectividad del cloro. Sin embargo, el intervalo óptimo para llevar a cabo la desinfección es de 5.5-7.5 (Lenntech, 2006) por lo que el pH encontrado en el manantial es adecuado para llevar a cabo la desinfección.

La temperatura (19.27°C) se mantiene constante durante todos los muestreos, debido en gran parte a que todas las muestras fueron tomadas a la misma hora (10:30 a.m.). El cuanto al bromo (0.04 mg/L) se encuentra ligeramente arriba del contenido de bromo en el agua natural el cual es de aproximadamente 0.02 mg/L y se presenta como ión bromuro, presente en el agua de lluvia (MWH, 2005). Sin embargo, debido a que el suelo de la región presenta condiciones salinas (por el constante uso de aguas residuales) puede ser causa para que se encuentre un mayor contenido de bromo (Cooper *et al.*, 1985).

Aunque en la normatividad mexicana no hay límite establecido para estos dos parámetros, si es necesario evaluarlos ya que ambos tienen influencia sobre la desinfección con cloro, en el caso de la temperatura mientras más baja sea ésta disminuye la efectividad del desinfectante (Caceres, 1990); en cuanto al bromo su presencia está relacionada con la formación de trihalometanos bromados durante la desinfección con cloro en presencia de materia orgánica (Singer, 1989).

Por otro lado, debido a que el agua es un disolvente universal, disuelve minerales presentes en el suelo y en el agua residual, transportándolos hasta el acuífero, motivo por el cual los sólidos disueltos totales (SDT, 1218 mg/L), superan la NOM-127-SSA1-1994 durante todos los muestreos, ocasionando con esto, que el agua pueda resultar desagradable para los consumidores (OMS, 2004).

Otro parámetro que está muy relacionado con los SDT es la conductividad (1.69 mS/cm) el cual se mantuvo constante durante todos los muestreos. Las normas mexicanas no establecen un límite para la conductividad, sin embargo, las normas europeas establecen un valor máximo de 2.5 mS/cm a 20°C (OJEC, 1998).

Con respecto a la turbiedad (0.15 UTN), la Tabla 4.1 muestra un comportamiento constante durante todos los muestreos, además, su valor no supera el límite establecido por la NOM-127-SSA1-1994 de 5 UTN, así como el de la OMS (2004) que propone que la turbiedad debe ser menor a 0.1 UTN para lograr una adecuada desinfección.

En cuanto al nitrógeno amoniacal ($\text{NH}_3\text{-N}$, 0.09 mg/L) se observa una variación de éste en el primer muestreo (28/09/05) en comparación con las otras fechas en donde su cambio es despreciable (esto debido en parte a que en el primer muestreo se almacenaron las muestras ya que no se pudo realizar la determinación *in situ*, con lo que pudo afectar la concentración del $\text{NH}_3\text{-N}$), sin embargo, el valor no supera el límite establecido por la NOM-127-SSA1-1994 de 0.5 mg/L en ningún muestreo. Éste parámetro es importante ya que influye en el comportamiento del cloro residual durante la cloración, debido a que el NH_3 reacciona con el cloro formando cloro residual combinado (cloraminas) el cual es menos eficiente en la desinfección que el cloro residual libre (EPA, 1999).

La absorbancia ultravioleta a 254 nm (0.05 cm^{-1}) muestra un comportamiento constante durante todos los muestreos. Éste parámetro es muy útil para estimar la cantidad de sustancias orgánicas, pues una fuerte correlación puede existir entre la absorbancia UV y el contenido en carbón orgánico, y por consiguiente en el PFTHM (Singer *et al.*, 1981; Edzwald *et al.*, 1985; Amy *et al.*, 1987; OMS, 2004).

Además, un incremento en la absorbancia reducirá por consiguiente la transmitancia ultravioleta a 254 nm (UVT) la cual se define como la capacidad que tiene el agua para dejar pasar la luz, por lo que su cálculo es primordial cuando se emplea la luz UV como desinfectante, ya que el éxito de ésta radica en la eficiencia de penetración de la luz UV en el agua. En la Tabla 4.1 se puede apreciar que la UVT es alta (>89%) y se mantuvo constante durante todos los muestreos.

En cuanto al comportamiento del carbono orgánico total (COT, 40.12 mg/L), se observó que su valor no es constante en comparación con el carbono orgánico disuelto (COD, 27.95), el cual muestra una tendencia similar durante todos los muestreos; esto atribuido a que el primero es una medida del contenido en carbono de la materia orgánica tanto disuelta como no disuelta en el agua, mientras que el COD es el carbono orgánico contenido en el agua proveniente de los compuestos filtrables a través de un filtro de membrana de $0.45 \mu\text{m}$ de tamaño de poro (AENOR, 1998). Aunque el COT y COD no están limitados en las normas mexicanas, su valor supera el mencionado por la OMS (2003) el cual está entre 1-2 mg/L, por lo que puede ser probable la formación de subproductos de la desinfección (SPD) en presencia de cloro como desinfectante, la cual se verá más adelante.

Con respecto al análisis microbiológico se puede observar que los coliformes totales (CT >60 UFC/100 mL) y los coliformes fecales (CF >11 UFC/100 mL), no muestran un comportamiento constante en todos los muestreos, esto debido principalmente a las condiciones climatológicas que imperaron durante los muestreos (precipitaciones, viento, etc.) por lo que la concentración tanto de CT y CF varió. Además, ambos parámetros superan en todos los muestreos el valor máximo establecido por la

NOM-127-SSA1-1994 que es de ausencia tanto para CT como para CF, por lo que el agua de este manantial requiere una desinfección.

Por otro lado, los estreptococos fecales (EF) en el manantial, se presentaron solamente en un muestreo que coincidió con la época de mayor lluvia por lo que pudo motivar a que hubiese más transporte de microorganismos que en los demás muestreos, sin embargo, para éstos no hay límite establecido en las normas mexicanas ya que son los CT y CF los que se usan comúnmente como indicadores de contaminación microbiológica, pero al tratarse de una fuente de agua no convencional y debido a que el manantial está al descubierto y a sus alrededores hay ganado, surge la necesidad de emplear otros indicadores como los EF los cuales se encuentran en las heces de los mamíferos de sangre caliente y tienen una amplia permanencia en el ambiente (OMS, 2003).

En conclusión del análisis fisicoquímico y microbiológico, se observa que el contenido de coliformes totales y coliformes fecales hace imperativo el empleo de un desinfectante que garantice un agua apta para uso y consumo humano (NOM-127-SSA1-1994), pero la alta presencia de COT puede limitar el uso del cloro como desinfectante, por lo que a continuación se muestran los resultados obtenidos al emplear ácido peracético, luz ultravioleta y cloro, así como de la nanofiltración (para remover COT) y obtener de esta manera una adecuada desinfección de una fuente no convencional de agua.

4.2. Determinación de la dosis óptima de APA

4.2.1. Decaimiento de coliformes totales

Los resultados con respecto al decaimiento de los coliformes totales se presentan en la Figura 4.1, en donde se muestra una alta desviación en la concentración de CT en el agua cruda (0.0 mg/L) ya que la cantidad de éstos pasó de 30 UFC/100 mL en el muestreo del 05/11/05 a 119 UFC/100 mL en el realizado el 26/11/05, esta dispersión influyó en la desviación estándar de los resultados cuando se aplicó la menor dosis (0.3 mg/L), pero al aumentar la dosis de APA las desviaciones se vuelven despreciables.

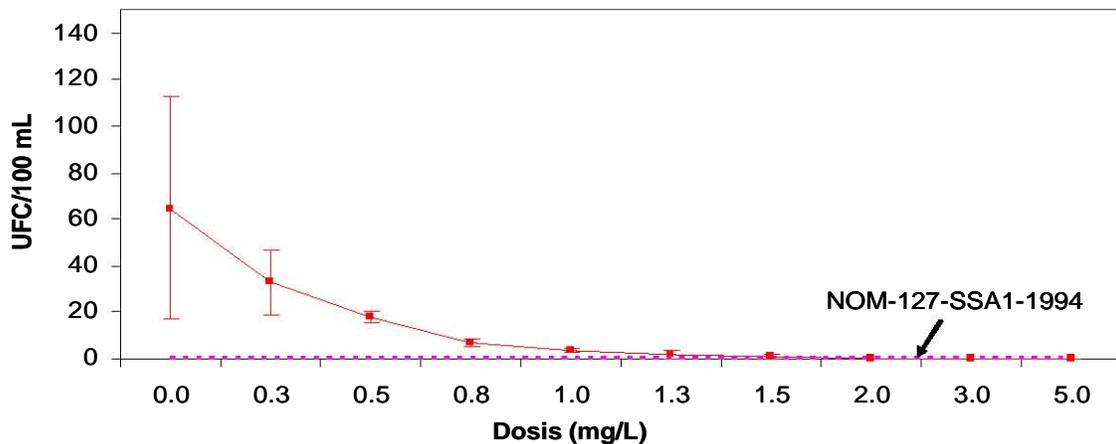


Figura 4.1. Curva de decaimiento de CT en presencia de APA.

Se observa también en la Figura 4.1 que con una dosis de 2.0 mg/L se logra la ausencia total de CT con lo que se cumpliría con la NOM-127-SSA1-1994. La Tabla A1 (anexo de resultados) presenta con más detalle los resultados obtenidos durante los tres muestreos.

Por otro lado, el análisis de varianza (ANOVA, Tabla B1 del anexo de estadística) realizado a los resultados obtenidos muestra que sí hay diferencia entre los tratamientos debido a la dosis de APA y al realizarse la comparación de medias, se observa que existe discrepancia entre el empleo de las distintas dosis y el control (en este caso el control es no emplear APA), excepto para la dosis de 0.3 mg/L en donde no se ve una diferencia significativa con el control.

Con respecto a la fecha de muestreo el ANOVA arrojó que no hay influencia de ésta sobre la variable de respuesta, por lo que el único factor en consideración es la dosis empleada.

Por lo tanto, al comprobar que sí hay diferencia significativa en el empleo de APA, se llega a la conclusión de que la mejor dosis a emplear es la de 2.0 mg/L ya que es donde hay una eliminación total de CT durante todas las pruebas realizadas. En la literatura se tienen reportados valores de APA pero la mayoría referidos a la desinfección de aguas residuales, por lo que comparar el valor obtenido en este trabajo con los reportados por otros investigadores es complicado por tratarse de diferentes fuentes de agua y por lo tanto diferentes concentraciones de microorganismos.

Sin embargo, Monarca *et al.* (2004) en su estudio sobre la evaluación de toxicidad de distintos desinfectantes, aplicaron APA a una muestra proveniente de un lago, en donde la concentración inicial de CT detectada fue de 62 UFC/100 mL, y al aplicar una dosis de 0.8-1.2 mg/L con 10 minutos de tiempo de contacto obtuvieron una concentración final de 20 UFC/100 mL, y si se observa de nuevo la Tabla A1 se obtiene que en este trabajo la concentración inicial de CT en promedio fue mayor y se obtuvo una mejor desinfección que la obtenida por Monarca *et al.* ya que al aplicar una dosis de 0.8 mg/L nada más se reportan 7 UFC/100 mL.

4.2.2. Decaimiento de coliformes fecales

El comportamiento de los CF con las distintas dosis de APA (Figura 4.2) muestra una desviación significativa al aplicar la menor dosis (0.3 mg/L) esto es debido a que al igual que lo ocurrido con los CT, se presenta una amplia desviación en la concentración de los CF en el agua cruda ya que estos pasaron de 5 UFC/100 mL (05/11/05) a 22 UFC/100 mL (26/11/05), pero conforme aumenta la dosis las desviaciones se vuelven despreciables.

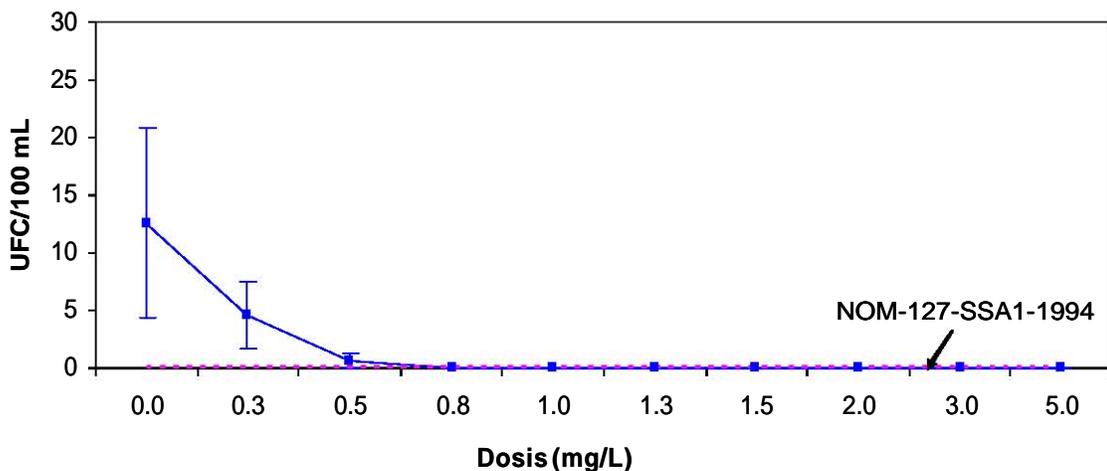


Figura 4.2. Curva de decaimiento de CF en presencia de APA.

Sin embargo, a pesar de ser distintas las concentraciones iniciales de CF su comportamiento es similar ya que con una dosis de 0.8 mg/L se obtiene una ausencia de CF en todos los muestreos. Los resultados del comportamiento de los CF en cada muestreo con las distintas dosis de APA se muestran con más detalle en la Tabla A2.

El ANOVA (Tabla B3) muestra que el factor dosis de APA influye en el comportamiento de los CF, mostrándose tal influencia en la Tabla B4 en donde se obtiene que sí existe diferencias entre el empleo de las distintas dosis y el control (ausencia de APA).

Por otro lado, no se muestran resultados del comportamiento de los EF en presencia de APA ya que cuando se aplicaron las pruebas de APA no se detectó la presencia de EF.

En resumen, la desinfección con APA mostró que con una dosis de 0.8 se cumple con la NOM-127-SSA1-1994 en cuanto a los CF, pero no en lo referente a los CT ya que requieren una dosis de 2.0 mg/L para obtener la ausencia de éstos; por lo que, al igual que lo reportado por Monarca *et al.* (2002), Caretti y Lubello (2003) y Monarca *et al.* (2004), los CF son más sensibles que los CT, por lo tanto, la dosis óptima de APA estará en función de la eliminación de los CT.

4.3. Determinación de la dosis óptima de luz UV

El grado de inactivación o destrucción que ocurre con los microorganismos en presencia de luz UV está directamente relacionado con la dosis de UV, la cual es calculada de la siguiente manera (EPA, 1999):

$$D = I \times t$$

Donde D : Dosis de UV, $\text{mW} \cdot \text{s}/\text{cm}^2$
 I : Intensidad de la lámpara, mW/cm^2
 t : Tiempo de exposición, s

Por lo tanto, para determinar la dosis óptima de UV, primeramente se tuvo que evaluar la intensidad de luz que emana de la lámpara de UV la cual fue de $0.278 \pm 0.017 \text{ mW}/\text{cm}^2$ en todas las pruebas, pero esta intensidad no es la que verdaderamente les llega a los microorganismos ya que ésta se ve influenciada por la transmitancia que tenga el agua, que en este caso fue de $89.70 \pm 1.484 \%$. Con este valor se consultó el factor de corrección del equipo de UV en función de la transmitancia, el cual fue de 0.8908 ± 0.016 y de esta manera se obtuvo la intensidad que en realidad reciben los microorganismos que fue de $0.248 \pm 0.016 \text{ mW}/\text{cm}^2$. Ahora con la intensidad evaluada se procedió a variar el tiempo de exposición y determinar la dosis de UV óptima para el decaimiento de los CT, CF y EF.

4.3.1. Decaimiento de coliformes totales

La Figura 4.3 presenta el decaimiento de CT en donde se observa una desviación estándar amplia durante las primeras dosis, esto debido a que la concentración de CT en el agua cruda (dosis 0) fue variando durante todos los muestreos, pero a medida que aumentó la dosis aplicada las desviaciones fueron disminuyendo hasta volverse despreciables.

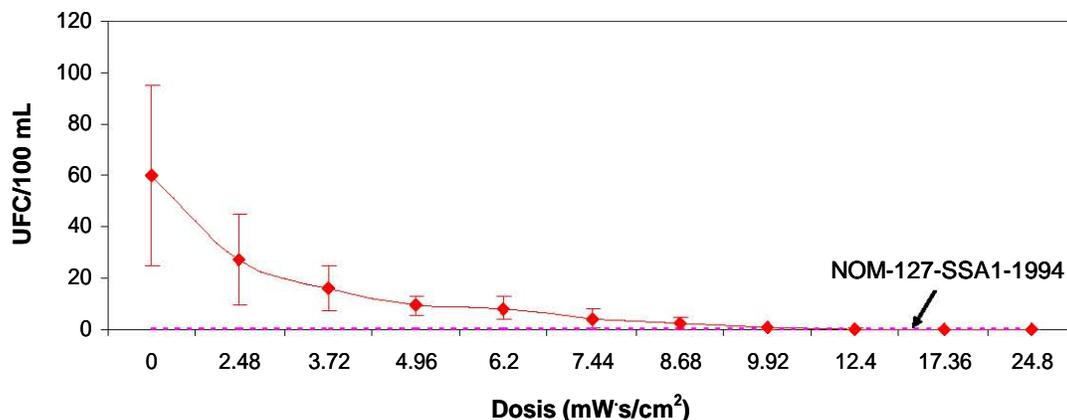


Figura 4.3. Curva de decaimiento de CT en presencia de luz UV

Además se obtuvo que con una dosis de $9.92 \text{ mW}\cdot\text{s}/\text{cm}^2$ sólo se observa la presencia de 1 UFC/100 mL en dos muestreos que coinciden con las fechas en que se encontró mayor concentración de CT (22/10/05 y 26/11/05), pero con una dosis de $12.40 \text{ mW}\cdot\text{s}/\text{cm}^2$ no se detectó la presencia de CT en ningún muestreo. La Tabla A3 presenta con más detalle los resultados del comportamiento de los CT con distintas dosis de luz UV durante todos los muestreos.

Sin embargo, el análisis de varianza (Tabla B5) arroja que tanto el tiempo de contacto como la fecha en que se realizó el muestreo tienen influencia sobre los resultados; además, la Tabla B6 muestra que hay diferencia significativa entre cada una de las dosis aplicadas con el control (que en este caso el control fue la ausencia de exposición a la luz UV).

Con respecto a la fecha del muestreo la cual también influye sobre los resultados de la inactivación de CT, en la Tabla B7 se muestra que hay diferencia significativa en el último muestreo con respecto a los demás, ya que los primeros 4 muestreos no muestran diferencia significativa entre sí. Sin embargo, al no poderse controlar la calidad del agua con respecto a los CT se toma como referencia para determinar la dosis óptima, la fecha en que se obtuvo mayor concentración de CT (Wright y Cairns, 1998), siendo ésta la del 26/11/05. Por lo tanto podemos concluir que $12.40 \text{ mW}\cdot\text{s}/\text{cm}^2$ es la mejor dosis para cumplir con la NOM-127-SSA1-1994 en cuanto a CT ya que a esta dosis no se observó la presencia de CT en ningún muestreo. Sin embargo, como se mencionó en el capítulo II, la desinfección con luz UV tiene la desventaja de que puede haber una reactivación (reparación de los ácidos nucleicos dañados) de los microorganismos en presencia y/o ausencia de luz solar, por lo que a continuación se analiza la ocurrencia de esta reactivación en los CT, CF y EF.

4.3.1.1. Reactivación de CT en presencia y ausencia de luz solar

Primeramente se aclara que la concentración inicial de CT que se muestra en la reactivación es la correspondiente a la del último muestreo (26/11/05) ya que es donde se obtuvo la mayor concentración y por ende la menor calidad de agua de todos los muestreos. Por ello, se evaluó su comportamiento después de haber sido desinfectada con una dosis de $24 \text{ mW}\cdot\text{s}/\text{cm}^2$; se empleó esta dosis ya que en algunos países europeos como Noruega, Austria y Francia exigen dosis de 16, 30 y $25 \text{ mW}\cdot\text{s}/\text{cm}^2$, respectivamente (Wright y Cairns, 1998), por lo que la empleada en este trabajo fue el promedio de esas dosis.

La reactivación de los CT en presencia y ausencia de luz se presenta en la Figura 4.4, observándose que no hubo reactivación en ausencia de luz a lo largo de los distintos tiempos de exposición, en cambio, en exposición a la luz solar se muestra la presencia de CT en el primer tiempo de exposición (6 h), disminuyendo un poco a las 24 h, aumentando a las 30 h y disminuyendo de nuevo a las 48 h.

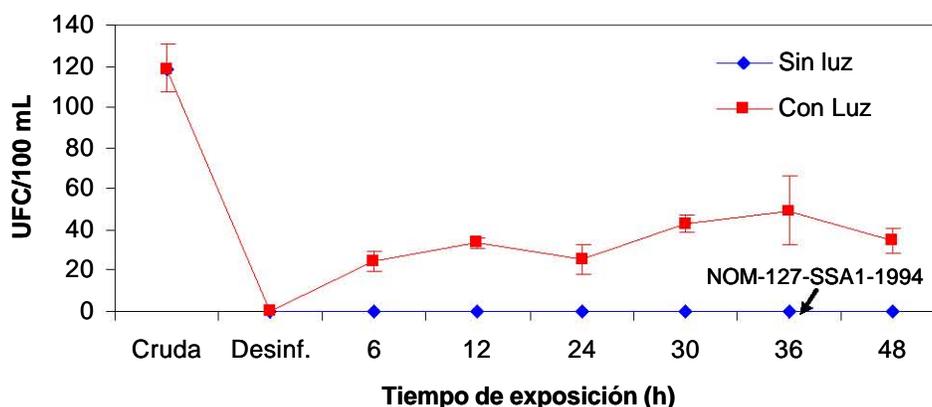


Figura 4.4. Recrecimiento de CT en presencia y ausencia de luz solar.

El que haya una mejor disposición al recrecimiento en presencia de luz solar se debe principalmente al mecanismo de reparación de los microorganismos el cual es más sencillo en presencia de luz solar, que en ausencia de ésta (Shaban *et al.*, 1997; Masschelein, 2002).

El ANOVA de los resultados de la reactivación en presencia de luz solar (Tabla B8), presenta que el tiempo de exposición influye sobre la variación de los CT y muestra que hay diferencia entre el tiempo 0 y los otros tiempos, pero no hay diferencia entre las 6, 12, 24 y 48 horas de exposición (Tabla B9).

Por lo anterior, al influir el tiempo de exposición sobre la reactivación de los CT es necesario reducir esta influencia mediante: 1) la disminución del tiempo de residencia dentro del sistema de tratamiento (Wright y Cairns, 1998), 2) el aumento de la dosis de luz UV (Lindenauer y Darby, 1994), o 3) mantener un efecto residual con un desinfectante secundario (e.g. cloraminas; EPA, 1999).

4.3.2. Decaimiento de coliformes fecales

El decaimiento de CF (Figura 4.5) muestra un poco de variación entre los resultados debido a que la concentración en CF no fue uniforme durante todos los muestreos, ocasionando que haya variación en las distintas dosis de UV aplicadas, no obstante, se observa que a partir de una dosis de 7.44 $\text{mW}\cdot\text{s}/\text{cm}^2$ las desviaciones estándar se vuelven insignificantes.

Además se observa que a una dosis de 8.68 $\text{mW}\cdot\text{s}/\text{cm}^2$ se obtiene la eliminación de CF en todos los muestreos, cumpliendo de esta forma con la NOM-127-SSA1-1994. La Tabla A4 muestra con mayor detalle los resultados del comportamiento de los CF.

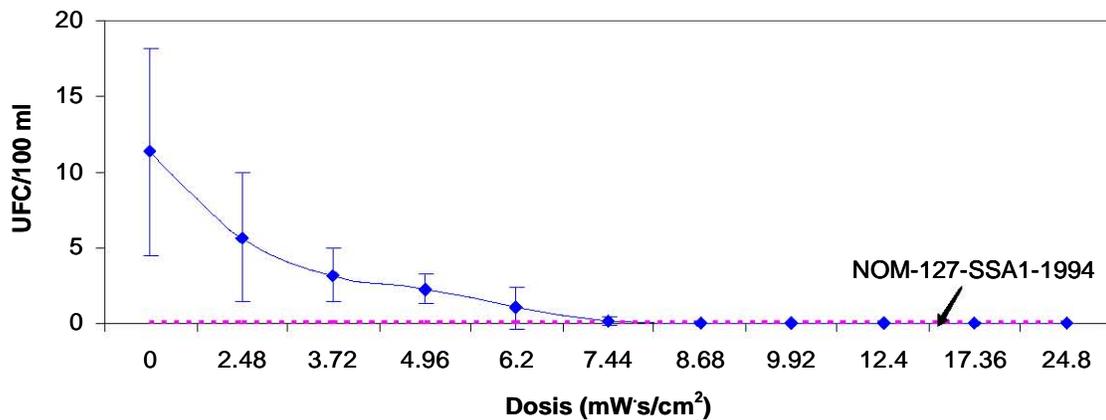


Figura 4.5. Curva de decaimiento de CF en presencia de luz UV

El análisis de varianza del decaimiento de los CF (Tabla B10) arroja que sí hay influencia en los resultados debido a la dosis de UV empleada, así como de la fecha de muestreo. Por lo que al aplicarse la comparación de medias del factor dosis de UV (Tabla B11) se encontró que hay diferencia significativa entre cada una de las dosis con el control (no irradiar la muestra con UV). A su vez, la comparación de medias de cada una de las fechas en que se muestreó (Tabla B12) muestra que hay diferencia significativa sobretodo del último muestreo con respecto a los demás, excepto con el primero, en que no mostró diferencia significativa. Los demás muestreos mostraron un comportamiento similar entre ellos.

Por otro lado, al no poderse controlar la calidad del agua con respecto a los CF se toma como referencia para determinar la dosis óptima, la fecha en que se obtuvo mayor concentración de éstos, siendo ésta la del último muestreo en donde la dosis necesaria fue de 8.68 mW's/cm² para obtener la ausencia de CF, la cual es ligeramente mayor a la reportada por Wright y Cairns (1998) en donde mencionan una dosis de 6.8 mW.s/cm² para inactivar una población microbiana en 2 Log (99%).

4.3.2.1. Reactivación de CF en presencia y ausencia de luz solar

La concentración de CF del agua cruda que se muestra en la Figura 4.6 es la correspondiente a la del último muestreo (26/11/05) ya que es donde se obtuvo la mayor concentración de éstos, además, la dosis empleada fue de 24 mW's/cm² (misma que se utilizó en la reactivación de CT).

Con esta dosis empleada se observó que no hubo reactivación ni en ausencia ni presencia de luz solar (Figura 4.6), esto debido a que la dosis fue suficiente para inactivar definitivamente a los CF.

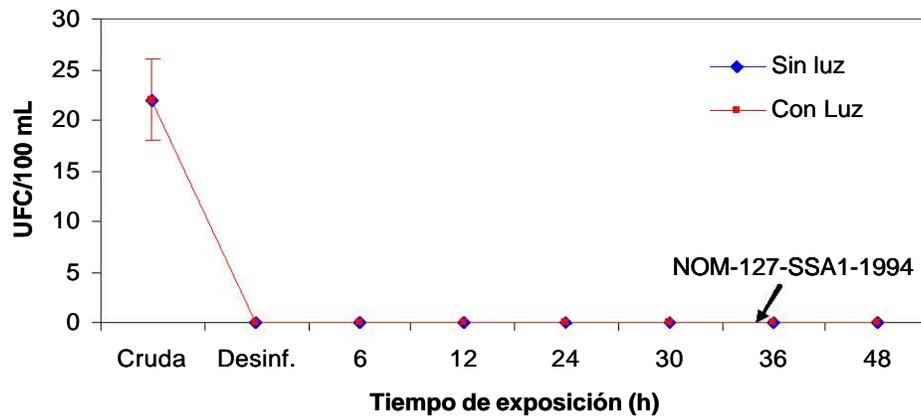


Figura 4.6. Recrecimiento de CF en presencia y ausencia de luz solar con una dosis de 24 mW.s/cm².

Por otro lado, se llevaron a cabo pruebas con una dosis menor (14.4 mW.s/cm²) en donde tampoco se obtuvo reactivación en presencia y ausencia de luz solar, excepto para el último muestreo (26/11/05) el cual mostró un comportamiento distinto, ya que se detectó reactivación de los CF en presencia de luz (Figura 4.7), esto debido a que la dosis no fue suficiente para inactivar completamente la alta concentración de CF que se presentó en esa fecha.

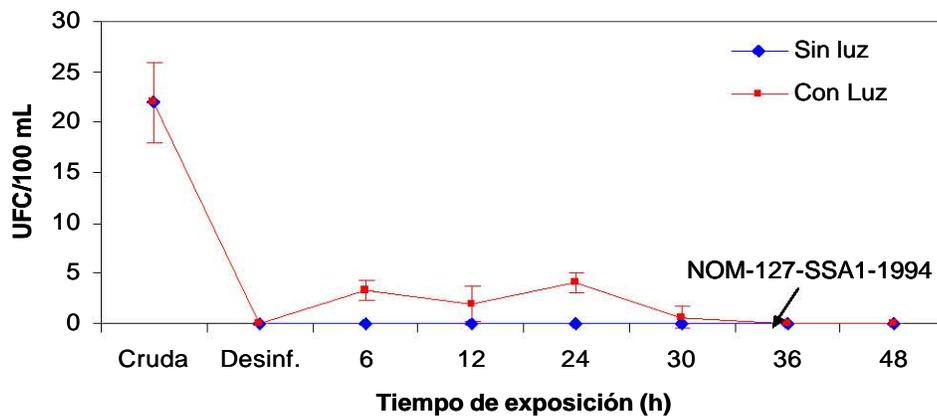


Figura 4.7. Recrecimiento de CF en presencia y ausencia de luz solar con una dosis de 14.4 mW.s/cm².

Por lo anterior, se puede concluir que el comportamiento que se presenta en la Figura 4.7 se debe a que la cantidad inicial de CF es tal que con la dosis de 14.4 mW.s/cm² no se logra inactivar por completo, presentándose una reactivación, por lo que para obtener una desinfección completa (sin reactivación) se debe de aumentar la dosis inicial (24 mW.s/cm²) como se observó en la Figura 4.6, o agregarle un desinfectante químico para mantener un efecto residual.

4.3.3. Decaimiento de estreptococos fecales

Con respecto al decaimiento de los estreptococos fecales (EF), la Figura 4.8 muestra que con una dosis de UV de $4.96 \text{ mW}\cdot\text{s}/\text{cm}^2$ no se detecta la presencia de EF, no obstante, se volvió a detectar su presencia con 7.44 y $8.68 \text{ mW}\cdot\text{s}/\text{cm}^2$, eliminándose totalmente a partir de una dosis de $9.92 \text{ mW}\cdot\text{s}/\text{cm}^2$ en adelante.

Sin embargo, cabe mencionar que los datos empleados para el decaimiento de los EF en presencia de luz UV corresponden a la fecha del 08/10/05 ya que fue el único muestreo donde se detectaron. La Tabla A5 presenta con más detalle el comportamiento de los EF durante todos los muestreos y con las diferentes dosis de luz UV.

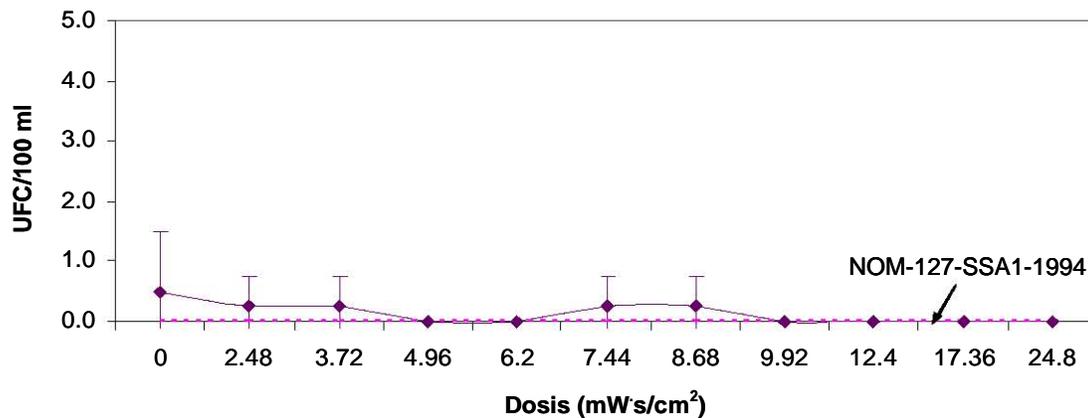


Figura 4.8. Curva de decaimiento de EF en presencia de luz UV.

Además, al aplicar el ANOVA (Tabla B13) arroja que no hay diferencia en los tratamientos debido a la dosis de UV empleada. En cambio, la fecha de muestreo, muestra influencia en el comportamiento de los EF; por otro lado, podría estarse cometiendo un error al aceptar estos resultados ya que se basan en un sólo muestreo, que fue en donde se detectaron los EF y como se observa en la Tabla B14 sí hay diferencia significativa entre el muestreo del 08/10/05 sobre los de otras fechas.

Por lo anterior, se puede concluir que debido a que los EF se presentaron en un sólo muestreo los resultados obtenidos son insuficientes para aplicarle un ANOVA, sin embargo, si nos basamos nada más en el comportamiento de los EF sobre las distintas dosis (Figura 4.8) concluimos que con una dosis de $9.92 \text{ mW}\cdot\text{s}/\text{cm}^2$ se logra la ausencia de estos microorganismos.

4.3.3.1. Reactivación de EF en presencia y ausencia de luz solar

Para llevar a cabo la prueba de reactivación de los EF en presencia y ausencia de luz solar se empleó una dosis de $14.4 \text{ mW}\cdot\text{s}/\text{cm}^2$ y no de $24 \text{ mW}\cdot\text{s}/\text{cm}^2$ (utilizada en los CT y CF), debido a que cuando se realizaron las pruebas de reactivación con la segunda dosis no se detectó la presencia de EF en los muestreos.

La Figura 4.9 muestra los resultados del recrecimiento de los EF, observándose una reactivación tanto en presencia como en ausencia de luz solar, aunque esta última es mucho mayor que la primera. En presencia de luz nada más se presentó la reactivación a las 18 horas; en cambio en ausencia se encontró una reactivación a las 6, 18 y 24 horas, y conforme aumentaba el tiempo de exposición a la ausencia de luz aumentaba el número de EF, por lo que a diferencia de los CT y CF que tienen una mayor reactivación en presencia de luz, los EF muestran mayor capacidad de reparar sus mecanismos dañados en ausencia de esta. La reactivación de los EF en presencia y ausencia de luz solar, se muestra con más detalle en la Tabla A6.

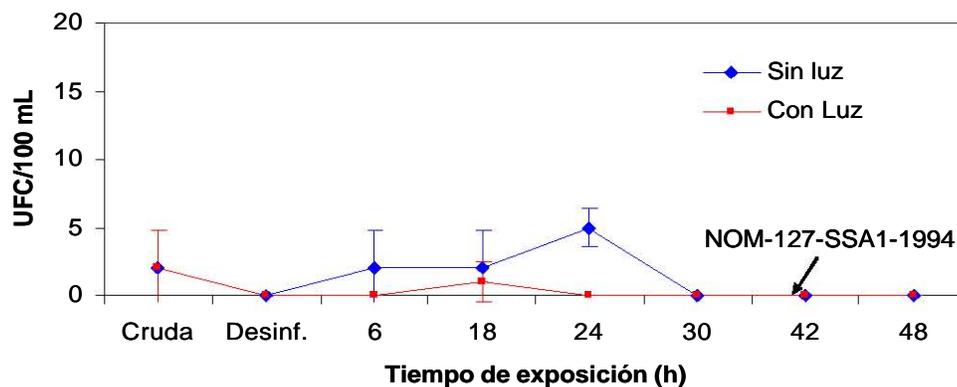


Figura 4.9. Recrecimiento de EF en presencia de luz solar.

Por otro lado, el ANOVA (Tabla B15) de la influencia tanto del tiempo de exposición como de las réplicas realizadas en presencia de luz no muestra que estos influyan sobre los resultados del comportamiento de los EF.

A su vez, el ANOVA de la influencia del tiempo de exposición así como de las réplicas realizadas en ausencia de luz (Tabla B16) tampoco muestra influencia sobre los resultados del comportamiento de los EF.

Por lo visto en el análisis de ANOVA, el tiempo de exposición en presencia o ausencia de luz solar una vez desinfectada el agua, no afecta en el comportamiento de los EF, no obstante, para no tener una reactivación de éstos se debe de incrementar la dosis inicial de UV.

En resumen, la UV mostró que a cortos periodos de exposición se logran eficientes resultados, obteniéndose que a dosis de 12.40, 8.68 y 9.92 mW·s/cm² se eliminan totalmente los CT, CF y EF, respectivamente. Sin embargo, la aplicación de estas dosis conlleva a que pueda haber una reactivación o recrecimiento de éstos, ya que al emplear dosis mayores de UV (24 y 14.4 mW·s/cm², la primera para los CT y CF, y la segunda para los EF) se observó un recrecimiento; por ejemplo, los CT mostraron reactivación solamente en presencia de luz solar, mientras que los CF no mostraron ninguna reactivación; en cambio los EF mostraron reactivación en presencia y ausencia de luz; por lo tanto, para obtener una desinfección sin problemas de recrecimiento o reactivación en el sistema de distribución es necesario aumentar la dosis de luz UV y/o mantener un efecto residual con un desinfectante secundario.

4.4. Determinación de la dosis óptima de cloro

Con respecto a la determinación de la dosis óptima de cloro, ésta se realizó de dos maneras: primeramente se elaboró una curva de decaimiento de CT y CF para conocer el comportamiento de éstos en presencia de distintas dosis de cloro; posteriormente se determinó la demanda de cloro que ejerce el agua del manantial por el método del punto de quiebre y poder cumplir así con el cloro residual libre establecido en 0.2 a 1.5 mg/L (NOM-127-SSA1-1994).

4.4.1. Decaimiento de coliformes totales

La curva de decaimiento de CT con distintas dosis de cloro aplicado (Figura 4.10), muestra que al principio hay una gran desviación estándar, esto como consecuencia de la calidad en el agua cruda (como se mencionó anteriormente) la cual no fue uniforme en todos los muestreos, sin embargo, esta variación en la concentración inicial no influyó sobre el comportamiento de los CT con las distintas dosis de cloro, ya que en todos los muestreos al aplicar la dosis mínima (0.3 mg/L) se eliminaron por completo estos microorganismos.

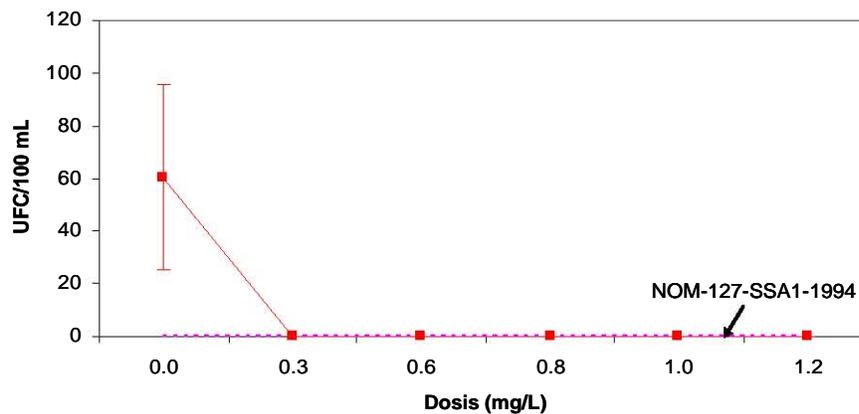


Figura 4.10. Curva de decaimiento de CT aplicando cloro.

La Tabla A7 presenta con más detalle el comportamiento de los CT en todos los muestreos.

El ANOVA (Tabla B17) muestra que hay influencia debido a la dosis de cloro empleada para la eliminación de CT; por lo que al aplicar una comparación de medias (Tabla B18) al factor dosis se obtiene que sí hay diferencia entre el control (no aplicar cloro) y la aplicación de las distintas dosis.

Por lo tanto, al observarse que hay diferencia en el decaimiento de CT en la aplicación de cloro y que la cantidad aplicada de éste no influyó en el comportamiento, se elige la menor dosis (0.3 mg/L) en donde se detectó ausencia de CT ya que de esta forma se ahorraría en la cantidad de reactivo aplicado.

Además el valor obtenido de 0.3 mg/L, es consistente con el reportado por Monarca *et al.* (2004) en donde aplicaron una solución de hipoclorito de sodio (0.3-0.9 mg/L) a una muestra con una concentración inicial de CT de 62 UFC/100 mL obteniéndose después de 10 minutos de reacción una concentración final de < 1 UFC/100 mL.

4.4.2. Decaimiento de coliformes fecales

En cuanto al decaimiento de los CF (Figura 4.11) éstos mostraron un comportamiento similar al de los CT, ya que al aplicar la mínima dosis de cloro fue suficiente para la eliminación de los CF, cumpliendo de esta manera con la NOM-127-SSA1-1994.

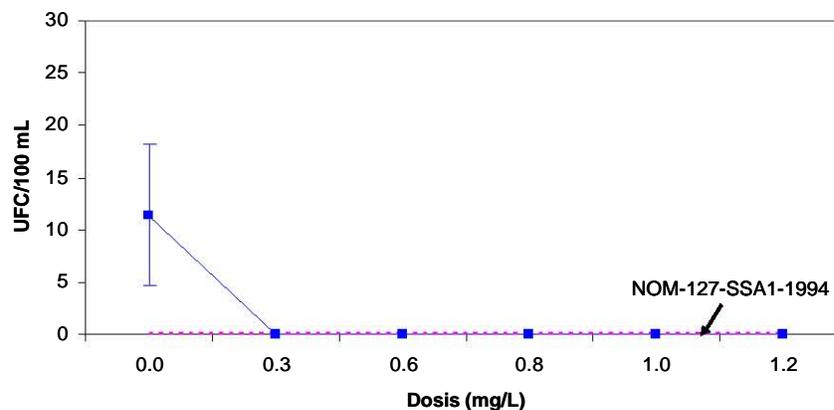


Figura 4.11. Curva de decaimiento de CF aplicando cloro.

La Tabla A8 presenta con más detalle los resultados del comportamiento de los CF con las distintas dosis de cloro durante todos los muestreos, en donde se observa que a pesar de que en algunos muestreos el contenido de CF fue bajo (05/11/05) en comparación a otras fechas (26/11/05), no influyó en el decaimiento de éstos una vez aplicada las distintas dosis de cloro, ya que con la mínima dosis (0.3 mg/L) no se detectó la presencia de CF.

Además, al aplicar el ANOVA (Tabla B19) se obtuvo que no hay influencia sobre la variable de respuesta con respecto a la fecha de muestreo, pero sí con respecto a la aplicación de cloro, por lo tanto, la comparación de medias (Tabla B20) arroja las mismas conclusiones que las obtenidas para los CT, que sólo hay diferencia significativa entre aplicar las distintas dosis y el control (no aplicar cloro).

El resultado obtenido en este trabajo es consistente con el reportado por Monarca *et al.* (2004) en donde evaluaron el comportamiento de los CF con una concentración inicial de 45 UFC/100 mL obteniéndose después de 10 minutos de tiempo de contacto con una dosis de NaClO de 0.3-0.9 mg/L una concentración final de < 1 UFC/100 mL.

Por lo tanto, se concluye que con una aplicación de cloro de 0.3 mg/L se obtiene la ausencia tanto de CT como de CF con lo que se cumpliría la NOM-127-SSA1-1994; aunque la aplicación de esa dosis de cloro no dejaría el residual que marca la norma anterior, ya que el objetivo de lo realizado anteriormente fue solamente conocer el comportamiento de los CT y CF en presencia de cloro. A continuación se muestran los resultados de la evaluación de la demanda de cloro.

4.4.3. Demanda de cloro (punto de quiebre)

La cantidad de cloro que se debe de aplicar para la desinfección del agua, no sólo es la necesaria para destruir los microorganismos, sino también para compensar el cloro consumido por las sustancias orgánicas e inorgánicas. Así, que esta cantidad viene definida por la demanda de cloro que ejerce el agua a tratar y se define como la diferencia entre la cantidad de cloro aplicada al inicio y la cantidad de cloro residual al final de un específico período de contacto. Además esta demanda varía según la cantidad de cloro agregado, temperatura, tiempo de contacto y calidad del agua.

Por ello, en este trabajo se determinó la demanda de cloro del agua del manantial después de un tiempo de contacto de 0.5, 1 y 24 horas (Figura 4.12) en donde se muestra cómo cambia la cantidad de cloro en el agua (cloro residual libre) con respecto al cloro agregado (dosis), sin embargo, debido a que el contenido orgánico (COT) del agua del manantial varió durante los muestreos no se logra distinguir claramente un mismo punto de quiebre para todos los muestreos ya que este osciló entre 1.1-1.3 mg/L (dependiendo de la fecha de muestreo), no obstante en 3 de los 5 muestreos se obtuvo un punto de quiebre a una dosis de 1.1 mg/L proporcionando un cloro residual libre alrededor de 0.25 mg/L después de 30 minutos de tiempo de contacto estando este valor dentro del límite que marca la NOM-127-SSA1-1994 (0.2 a 1.5 mg/L). Aunque como se mencionó anteriormente esta demanda puede ir variando (dependiendo de la calidad del agua) por lo que es necesario un monitoreo constante para que en todo momento haya una adecuada desinfección.

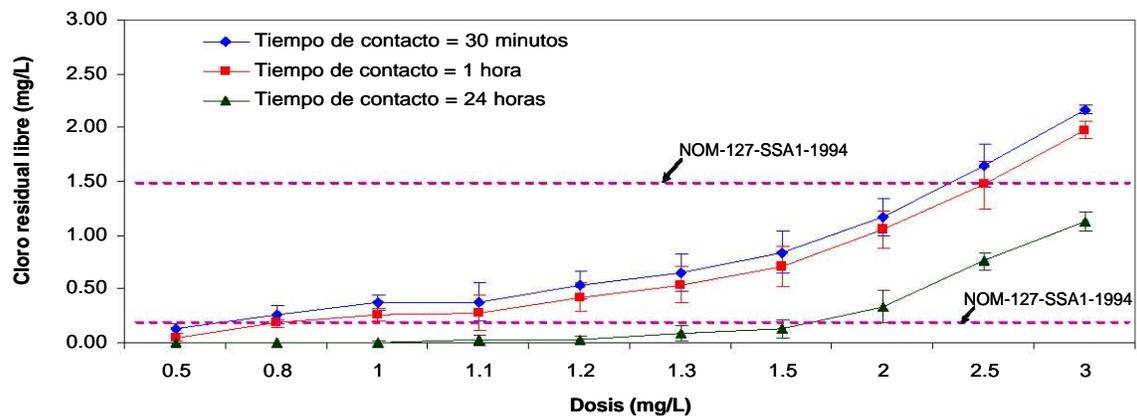


Figura 4.12. Demanda de cloro del agua del manantial Cerro Colorado

Los resultados de la figura anterior (4.12) se presentan con más detalle en la Tabla 4.2 en donde observamos la demanda de cloro en cada uno de los muestreos. Los números encerrados señalan el punto de quiebre obtenido en esa fecha y se puede observar que varió entre 1.10 y 1.3 mg/L de cloro adicionado, ya que como mencionamos anteriormente la temperatura y la calidad del agua (pH, NH₃-N, COT) influyen sobre la demanda de cloro. Sin embargo, en promedio se mantuvo en 1.10 mg/L (en tres muestreos), obteniéndose un cloro residual libre de 0.25, 0.16 y 0.0 mg/L después de 0.5, 1 y 24 horas respectivamente.

Tabla 4.2. Demanda de cloro del agua del manantial

Tiempo de contacto	Fecha de muestreo	Dosis de cloro (mg/L)									
		0.50	0.80	1.00	1.10	1.20	1.30	1.50	2.00	2.50	3.00
30 minutos	28/09/05	0.20	0.20	0.27	0.22	0.33	0.37	0.50	0.90	1.28	2.17
	08/10/05	0.09	0.28	0.40	0.54	0.64	0.60	0.87	1.32	1.75	2.20
	22/10/05	0.10	0.40	0.36	0.26	0.65	0.80	0.93	1.26	1.70	2.10
	05/11/05	0.10	0.54	0.37	0.28	0.53	0.77	1.00	1.28	1.71	2.18
	26/11/05	0.15	0.39	0.46	0.60	0.50	0.73	0.90	1.09	1.75	2.20
	Promedio	0.13	0.36	0.37	0.38	0.53	0.65	0.84	1.17	1.64	2.17
	Desv. Est.	0.05	0.13	0.07	0.18	0.13	0.18	0.20	0.17	0.20	0.04
1 hora	28/09/05	0.00	0.13	0.20	0.13	0.20	0.28	0.38	0.78	1.08	1.97
	08/10/05	0.03	0.21	0.32	0.42	0.51	0.49	0.75	1.16	1.61	2.12
	22/10/05	0.05	0.20	0.22	0.18	0.51	0.68	0.80	1.16	1.52	1.92
	05/11/05	0.05	0.18	0.23	0.18	0.50	0.63	0.80	1.18	1.50	1.98
	26/11/05	0.10	0.20	0.34	0.49	0.40	0.63	0.83	0.96	1.63	1.93
	Promedio	0.05	0.18	0.26	0.28	0.42	0.54	0.71	1.05	1.47	1.98
	Desv. Est.	0.04	0.03	0.06	0.16	0.13	0.16	0.19	0.17	0.22	0.08
24 horas	28/09/05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.09	0.70	1.05
	08/10/05	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.03	0.15	0.40	0.75	1.09
	22/10/05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.10	0.14	0.44	0.72	1.10
	05/11/05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04	0.10	0.14	0.45	0.73	1.10
	26/11/05	0.00	0.00	0.02	0.10	0.07	0.19	0.24	0.29	0.90	1.28
	Promedio	0.00	0.00	0.00	0.02	0.03	0.08	0.13	0.33	0.76	1.12
	Desv. Est.	0.00	0.00	0.01	0.04	0.03	0.07	0.09	0.15	0.08	0.09

La constancia en la demanda de cloro se debe principalmente a que durante todos los muestreos los parámetros evaluados durante la caracterización del agua del manantial también mostraron un comportamiento relativamente constante. Por otro lado, el análisis de varianza (Tabla B21) muestra que el tiempo de contacto, dosis de cloro aplicada, así como la interacción de los dos factores, ejerce influencia en los resultados de la demanda de cloro.

La comparación de medias (Tabla B22) muestra que hay diferencia en el contenido del cloro residual libre en los tres tiempos de contacto; en cuanto a la dosis de cloro aplicada, la Tabla B23 arroja que existe diferencia entre las distintas dosis, excepto entre 0.8, 1.0 y 1.1 mg/L ya que la diferencia entre ellas no fue significativa.

Por lo tanto, al haberse evaluado que la demanda de cloro fue en promedio de 1.1 mg/L y el ANOVA arroja que no hay diferencia entre aplicar 0.8 y 1.1 mg/L se puede optar por la dosis de 0.8 mg/L para satisfacer la demanda de cloro (ya que se disminuye el empleo de reactivo y por lo tanto el costo), sin embargo, como en los otros muestreos la demanda fue mayor y además puede estar cambiando, es necesario que se monitoree constantemente la demanda de cloro a través de la medición del cloro residual libre a lo largo de todo el sistema de distribución para asegurar que se mantenga dentro de los límites establecidos por la NOM-127-SSA1-1994.

Por otro lado, cabe mencionar que el cloro residual libre no es el único residual que se forma durante la desinfección con cloro, ya que éste reacciona con el nitrógeno amoniacal ($\text{NH}_3\text{-N}$) para formar el cloro residual combinado conocido como cloraminas. Estas cloraminas poseen un poder desinfectante menor que el cloro residual libre y además en concentraciones elevadas pueden producir mal olor y sabor en el agua potable (Leme, 1979; EPA, 1999). Así, en este trabajo se evaluó también el contenido de cloro residual combinado del agua del manantial para comprobar su formación.

La Tabla 4.3 presenta el promedio y la desviación estándar del cloro residual combinado obtenido durante todos los muestreos a los tres tiempos de contacto y se muestra que el promedio de éste aumentó conforme se incrementó la dosis de cloro aplicada y las desviaciones fueron bajas debido a que el contenido de nitrógeno amoniacal fue constante durante todos los muestreos. Además el cloro residual combinado se mantuvo constante sin importar el tiempo de contacto.

Tabla 4.3. Cloro residual combinado del agua del manantial con distintas dosis de cloro.

Tiempo de contacto		Dosis de cloro (mg/L)									
		0.50	0.80	1.00	1.10	1.20	1.30	1.50	2.00	2.50	3.00
30 minutos	Promedio	0.08	0.10	0.12	0.11	0.11	0.14	0.16	0.18	0.21	0.20
	Desv. Est.	0.03	0.01	0.03	0.02	0.02	0.04	0.05	0.02	0.03	0.00
1 hora	Promedio	0.07	0.08	0.12	0.14	0.14	0.18	0.16	0.18	0.21	0.21
	Desv. Est.	0.04	0.06	0.02	0.05	0.06	0.03	0.03	0.03	0.02	0.01
24 horas	Promedio	0.04	0.07	0.11	0.10	0.15	0.14	0.18	0.21	0.23	0.26
	Desv. Est.	0.02	0.04	0.03	0.05	0.03	0.02	0.02	0.07	0.04	0.02

Sin embargo, para verificar los supuestos hechos anteriormente sobre si las dosis o tiempos de contacto influyen sobre los resultados, el ANOVA (Tabla B24) muestra que el tiempo de contacto

no influye sobre la cantidad de cloro residual combinado al igual que la interacción dosis/tiempo de contacto, pero las distintas dosis sí ejercen influencia sobre éste, por lo que se realizó una comparación de medias de este factor (Tabla B25) mostrando que no hay diferencia significativa entre las dosis más pequeñas (0.5 y 0.8 mg/L) pero sí entre las dosis más grandes.

Por lo anterior, aunque se comprobó la formación de cloro residual combinado y que éste tiende a aumentar en relación directa con la dosis de cloro aplicada, se obtuvo que la cantidad de residual combinado va disminuyendo (en relación al cloro residual total formado durante la cloración) conforme se supera el punto de equilibrio (Metcalf y Eddy, 2003) y por lo tanto, el cloro residual libre aumenta como lo podemos ver en la Tabla 4.4.

Esta misma tabla muestra que conforme aumenta el tiempo de contacto (a la misma dosis de cloro aplicada) el porcentaje de cloro residual combinado es mayor en relación al del residual libre, esto se debe a que el residual combinado es más estable y más duradero que el cloro libre (Caceres, 1990; EPA, 1999).

Tabla 4.4. Relación entre la cantidad de cloro residual libre y combinado formado en relación al cloro residual total.

Dosis (mg/L)	Tiempo de contacto					
	30 minutos		1 hora		24 horas	
	%L	%C	%L	%C	%L	%C
0.5	60.05	39.95	40.37	58.09	0.00	100.00
0.8	72.05	27.95	71.10	28.90	0.00	100.00
1	76.05	24.41	68.04	31.51	3.08	96.92
1.1	75.89	24.11	64.63	34.91	11.05	88.95
1.2	81.94	18.06	73.99	26.29	16.71	83.29
1.3	81.52	18.48	73.94	26.06	32.43	66.40
1.5	83.00	16.81	80.53	19.47	38.09	61.91
2	86.41	13.59	85.28	14.72	58.92	41.08
2.5	88.62	11.38	87.57	12.54	77.22	22.93
3	91.71	8.37	90.51	9.59	81.15	18.71

Donde: %L > Cloro residual libre
%C > Cloro residual combinado

Por lo tanto, al observarse que la cantidad de cloro residual combinado que se forma es pequeño en comparación con el cloro residual libre, no hay preocupación de que pueda haber malos olores como motivo de la formación del primero. Aunque, por otro lado, el cloro residual combinado tiene sus ventajas ya que este provee un residual más estable y duradero que el cloro libre dentro del sistema de distribución (como lo observamos en la Tabla 4.4) además de que no es tan reactivo con compuestos orgánicos como el cloro libre y por consecuencia reduce la formación y desarrollo de subproductos de la desinfección principalmente THM (EPA, 1999).

En resumen, como se pudo comprobar anteriormente para satisfacer la demanda de cloro del agua del manantial se requiere una dosis alrededor de 1.1 mg/L (en tres de los cinco muestreos) y por consecuencia se forma un cloro residual libre de 0.25 mg/L después de 30 minutos de tiempo de contacto. Sin embargo, tanto la demanda como el residual pueden cambiar dependiendo de la calidad del agua así como del tiempo de contacto, es necesario el monitoreo constante del agua en todos los puntos del sistema de distribución (del más cercano al más lejano del punto de cloración) para que en todo momento se cumpla con el cloro residual libre de 0.2 a 1.5 mg/L establecido en la NOM-127-SSA1-1994.

Por otro lado, no hay que olvidar que al emplear cloro como desinfectante es necesario evaluar la formación de trihalometanos (THM) ya que como se mencionó el cloro puede reaccionar con la materia orgánica (COT) en la formación de subproductos de la desinfección (SPD) siendo los THM los que se forman con mayor frecuencia (Cantor, 1994). Por lo que a continuación se presentan los resultados de esa evaluación.

4.4.4. Potencial de formación de trihalometanos

Para determinar el potencial de formación de trihalometanos (PFTHM), el cual predice la formación de THM en un proceso de tratamiento de agua a un tiempo de contacto, pH, temperatura, dosis de cloro y cloro residual estandarizados, se realiza evaluando primeramente la dosis de cloro aplicada para que al finalizar los 7 días de tiempo de contacto se detecte un cloro residual entre 3 a 5 mg/L (APHA, AWWA, WEF, 1998). Por lo que la dosis de cloro aplicada fue de: 9.33 ± 0.58 mg/L, obteniéndose un residual promedio después de los 7 días de: 4.03 ± 0.5 mg/L, estando éste dentro del límite antes mencionado. Posteriormente se analizaron las muestras y se obtuvieron los resultados presentados en la Figura 4.13.

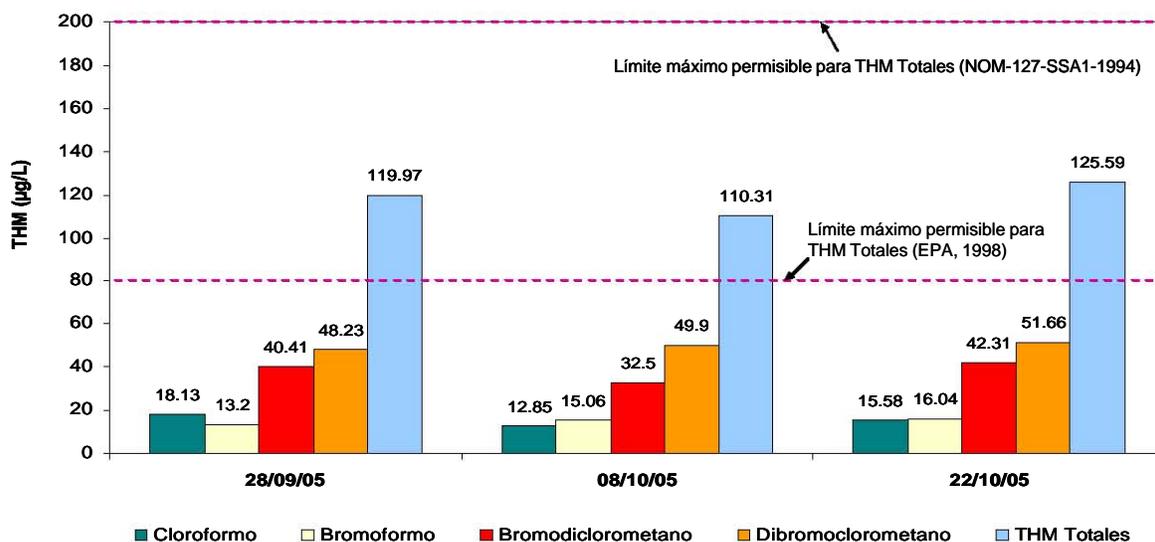


Figura 4.13. PFTHM del agua cruda del manantial Cerro Colorado

Primeramente cabe mencionar que el monitoreo del PFTHM se evaluó únicamente en los primeros tres muestreos debido a que el costo de la determinación de THM es elevado.

Así, la Figura 4.13 presenta el comportamiento de los 4 trihalometanos principales en donde se aprecia que no hubo cambio en el PFTHM del muestreo del 28/09/05 y 22/10/05, a pesar de que el contenido de COT es diferente en estas dos fechas (46.07 mg/L para la primer fecha y 31.27 mg/L para la segunda) pero el contenido en COD fue muy similar en los dos muestreos (29.5 y 28.22 mg/L respectivamente) y algunos autores comentan que el PFTHM está más relacionado con el COD que con el COT, debido a que la relación UVA_{254}/COD ha sido empleada como un indicador de la fracción de sustancias húmicas (Carlson, 2002). En cambio en el muestreo del 08/10/05 hay una ligera disminución del PFTHM la cual también puede ser debido a que es donde se obtuvo menor cantidad de COD (24.32 mg/L).

Además, se puede observar en la misma figura que el dibromoclorometano (DBCM) representa aproximadamente el 42% de los THM totales y el bromodiclorometano (BDCM) el 32% por lo que estos dos son los THM predominantes durante todas las pruebas; esto se debe a que en el agua se encontró bromo y éste al reaccionar con la materia orgánica y el cloro forma los THM bromados (Singer, 1989). La agencia internacional para la investigación sobre el cáncer (IARC, por sus siglas en inglés) ha clasificado al DBCM en el grupo 3 como no clasificable en cuanto a su potencial carcinógeno a los seres humanos, mientras que el BDCM está clasificado en el grupo 2B como posiblemente carcinógeno a los seres humanos (OMS, 2004), por lo que este último es el que puede significar un riesgo mayor en el agua del manantial debido a su clasificación y a que es uno de los que más se forma durante la cloración.

Aunque como se mencionó anteriormente el PFTHM predice la formación de THM en condiciones estandarizadas (pH, tiempo de contacto, dosis, etc.) las cuales no siempre están en relación a las condiciones reales, se procedió a realizar pruebas de la formación de THM con la dosis óptima encontrada (1.1 mg/L), pH y temperatura real del agua y tiempos de contacto de 1 y 24 horas, presentándose los resultados obtenidos en la Tabla 4.5.

En esta tabla se puede observar que la cantidad de THM que presenta el agua del manantial sin tratar es insignificante (0.52 $\mu\text{g/L}$) en relación al límite establecido por la NOM-127-SSA1-1994 (200 $\mu\text{g/L}$), por lo que la concentración tan baja de THM encontrados indica que posiblemente no haya contaminación durante la recarga que sufre el acuífero con las aguas residuales, ya que al ser los THM compuestos volátiles, los que pudiera traer el agua residual se disipan a lo largo de los canales de conducción y además el suelo puede contribuir a ello.

Tabla 4.5. THM formados con la dosis del punto de quiebre y sin cloro (agua cruda)

Dosis de cloro (mg/L)	Tiempo de contacto (h)	Tipo de THM	Cantidad ($\mu\text{g/L}$)
0	0	Cloroformo	0.52
		Bromoformo	0.00
		Bromodiclorometano	0.00
		Dibromoclorometano	0.00
		<i>Trihalometanos totales</i>	<i>0.52</i>
1.1	1	Cloroformo	0.46
		Bromoformo	6.67
		Bromodiclorometano	1.01
		Dibromoclorometano	4.03
		<i>Trihalometanos totales</i>	<i>12.17</i>
1.1	24	Cloroformo	0.54
		Bromoformo	26.06
		Bromodiclorometano	2.22
		Dibromoclorometano	8.88
		<i>Trihalometanos totales</i>	<i>37.70</i>

Con respecto a la formación de THM con la aplicación de la dosis óptima y con un tiempo de contacto de 1 hora se detectaron $12.17 \mu\text{g/L}$ de THM totales, siendo el bromoformo ($6.67 \mu\text{g/L}$) el que mayormente se formó. La IARC (OMS, 2004) ha clasificado al bromoformo en el grupo 3 (no clasificable en cuanto a su potencial carcinógeno a los seres humanos), por lo cual no representa riesgo aparente a la salud. Con respecto a la misma dosis de cloro aplicado pero con un tiempo de contacto de 24 horas se formaron $37.7 \mu\text{g/L}$, siendo otra vez el bromoformo el componente que más se formó. Cabe mencionar que en ningún momento se superaron los $200 \mu\text{g/L}$ de THM totales establecido por la norma mexicana antes citada.

En conclusión, se puede mencionar que no hay problemas con el uso del cloro como desinfectante en la formación de THM y que éstos superen la NOM-127-SSA1-1994 ya que como se observó en el Figura 4.13 el PFTHM, que son THM formados en condiciones muy severas, es decir, a una cloración alta (9.33 mg/L) y tiempos de contacto largos, no supera la norma anterior, aunque si superó el límite establecido por la EPA (1998) durante los tres muestreos en que se realizaron las pruebas; aún cuando en las condiciones reales no se rebasaron los límites establecidos por la EPA ni por la norma mexicana. Sin embargo, aunque se forme poca cantidad de THM y no superen los límites establecidos, se debe de monitorear bien la dosificación de cloro sobretodo en el periodo donde haya más contenido en COT y/o COD.

Además, los límites establecidos se basan en riesgos aceptables, es decir, el límite de THM totales establecido por la EPA de 80 $\mu\text{g/L}$ (1998) supone un riesgo aceptable de una muerte por cada 100,000 personas por año a ese nivel. El sentido común nos dice que el nivel máximo seguro para cualquier sustancia cancerígena identificada, es "0" en lo que se refiere al riesgo aceptable (Pederson, 2004), por lo que a continuación se evalúa el empleo de la Nanofiltración como una barrera para el paso de precursores de SPD y de esta forma se disminuya el riesgo a la salud después de la desinfección con cloro.

4.5. Nanofiltración

4.5.1. Caracterización fisicoquímica y microbiológica del permeado

La caracterización del agua después de la nanofiltración (NF; Tabla 4.6) muestra que los datos durante todas las pruebas son casi constantes ya que las desviaciones estándar son pequeñas en cada uno de los parámetros analizados.

Tabla 4.6. Caracterización del permeado de la nanofiltración

Parámetro	28/09/05	08/10/05	22/10/05	05/11/05	26/11/05	x	S
<i>pH</i>	7.83	7.62	8.1	7.5	8.14	7.84	± 0.284
<i>Temperatura (°C)</i>	20	19.5	21	21	20.6	20.42	± 0.657
<i>Bromo (mg/L)</i>	0.01	0.01	0.02	0.01	0.02	0.01	± 0.005
<i>Conductividad (mS/cm)</i>	0.94	0.94	0.84	0.88	0.9	0.90	± 0.042
<i>SDT (mg/L)</i>	570	544	556	570	576	563.2	± 13.008
<i>Turbiedad (UTN)</i>	0.05	0.03	0.02	0.05	0.04	0.04	± 0.013
<i>UVA_{254nm} (cm⁻¹)</i>	0.008	0.008	0.007	0.005	0.005	0.01	± 0.002
<i>UVT_{254nm} (%)</i>	98.07	98.3	98.53	98.7	99.03	98.53	± 0.369
<i>COT (mg/L)</i>	0.85	0.62	0.745	1.06	0.82	0.819	± 0.161
<i>N-NH₃ (mg/L)</i>	0.14	0.03	0.02	0.02	0	0.04	± 0.056
<i>Coliformes totales (UFC/100mL)</i>	0	0	0	0	0	0.00	± 0.000
<i>Coliformes fecales (UFC/100mL)</i>	0	0	0	0	0	0.00	± 0.000
<i>Estreptococos fecales (UFC/100mL)</i>		0	0	0	0	0.00	± 0.000

Las Figuras 4.14 a la 4.26 analizan con más detalle el comportamiento de cada parámetro evaluado durante todas las fechas en que se llevó a cabo la nanofiltración.

El pH del permeado de la NF (Figura 4.14) presenta un aumento con respecto al agua cruda, esto debido principalmente a la selectividad que tiene la membrana de NF para el paso de ciertos iones que hacen que el agua se pueda tornar ácida en ocasiones y en otras con características más básicas (Lenntech, 2006).

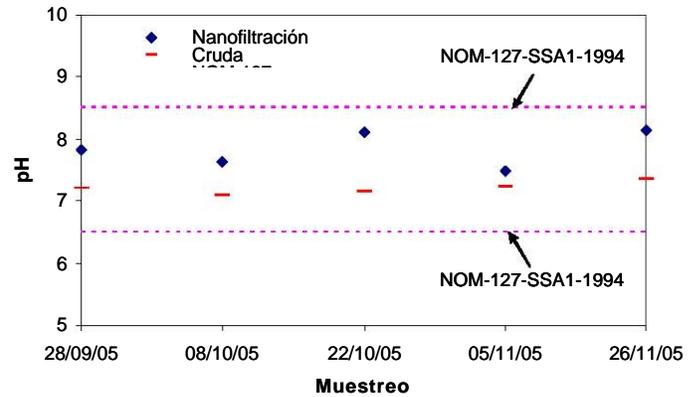


Figura 4.14. Comportamiento del pH antes y después de la nanofiltración.

La temperatura (Figura 4.15) tendió a aumentar un poco con respecto a la cruda, debido a que en el sistema de NF se emplea una bomba que impulsa al agua a pasar a través de la membrana por lo que tiende a calentarse, además se realizaron las pruebas en el laboratorio donde hay una temperatura distinta a la del sitio de muestreo por lo que ello también influye en el cambio de ésta.

En cambio el bromo, al ser un ión monovalente, no se logró una completa exclusión de este después del proceso de NF (remoción de iones divalentes); y su comportamiento fue constante durante todos los muestreos (Figura 4.16), no obstante, la ligera disminución en este parámetro es suficiente para prever que también disminuya la cantidad de THM bromados formados durante el proceso de desinfección con cloro.

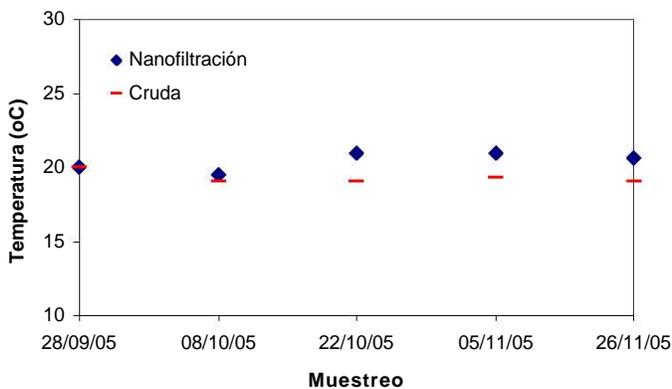


Figura 4.15. Comportamiento de la temperatura antes y después de la nanofiltración.

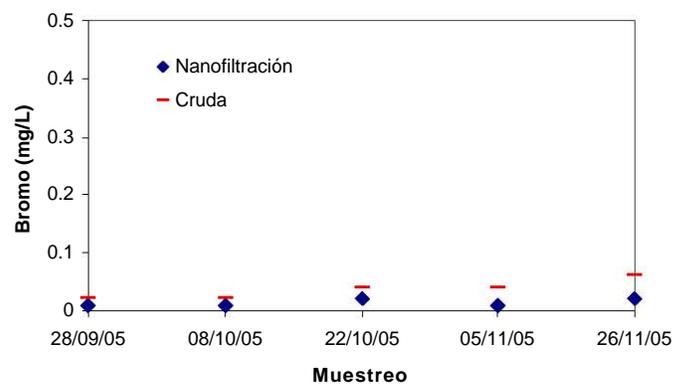


Figura 4.16. Comportamiento del bromo antes y después de la nanofiltración.

Las Figuras 4.17 y 4.18 muestran las gráficas del comportamiento de la conductividad y SDT respectivamente, en donde se observan una disminución de estos parámetros en el permeado de la NF con respecto al agua cruda. Esto se debe a que el tamaño del poro de la membrana es tal que

retiene gran cantidad de SDT y por consiguiente la conductividad disminuye ya que estos parámetros están ampliamente relacionados.

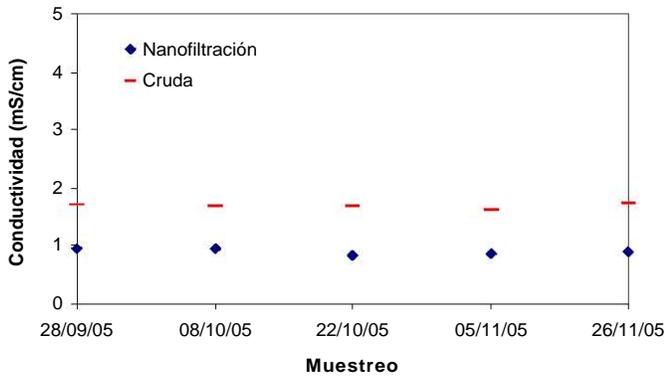


Figura 4.17. Comportamiento de la conductividad antes y después de la nanofiltración.

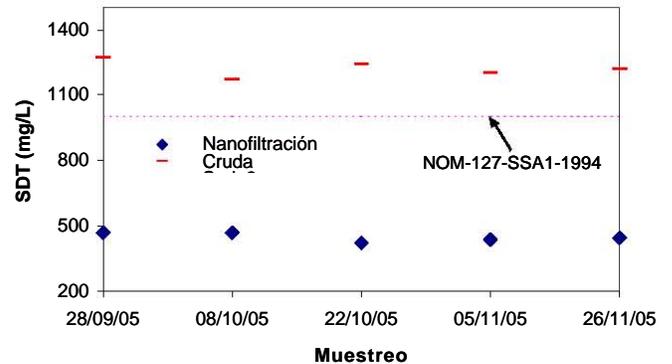


Figura 4.18. Comportamiento de los SDT antes y después de la nanofiltración.

Con respecto al comportamiento de la turbiedad, debido a que ésta en el agua cruda es baja, no se aprecia por consiguiente su disminución en el permeado de la NF (Figura 4.19) pero se observa que en todas las pruebas la turbiedad en el permeado fue prácticamente de cero.

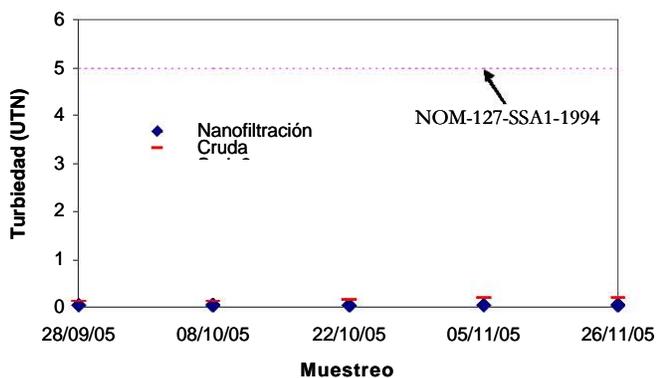


Figura 4.19. Comportamiento de la turbiedad antes y después de la nanofiltración.

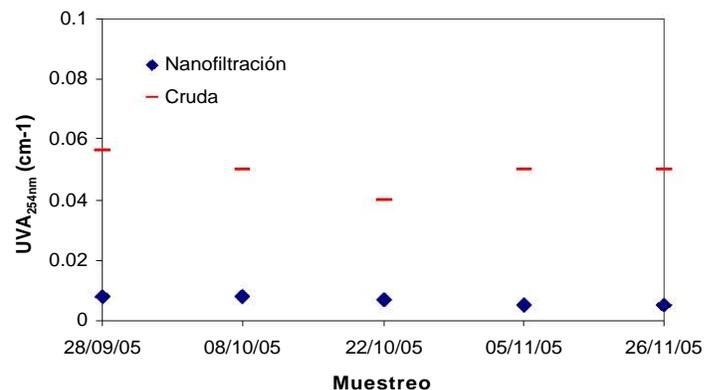


Figura 4.20. Comportamiento de la UVA antes y después de la nanofiltración.

La UVA (Figura 4.20) muestra una disminución constante en el contenido de compuestos orgánicos con respecto al agua cruda y como se mencionó anteriormente, la UVA puede estar relacionada con la formación de SPD, por lo que se espera que el contenido de THM disminuya en el permeado; por otro lado al disminuir la UVA, la UVT (Figura 4.21) aumenta por consiguiente, por lo que se puede apreciar un agua de muy buena calidad en donde no hay interferencias para el paso de la luz.

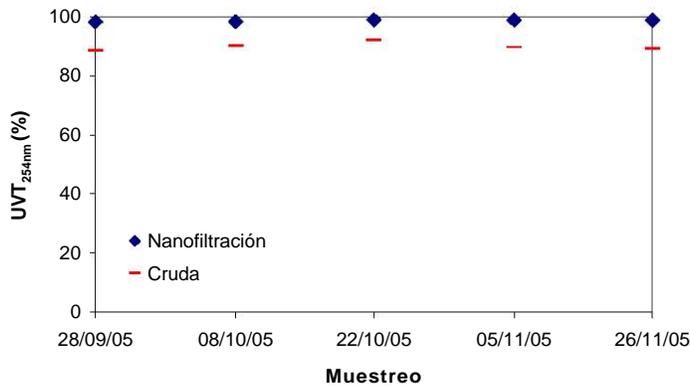


Figura 4.21. Comportamiento de la UVT antes y después de la nanofiltración.

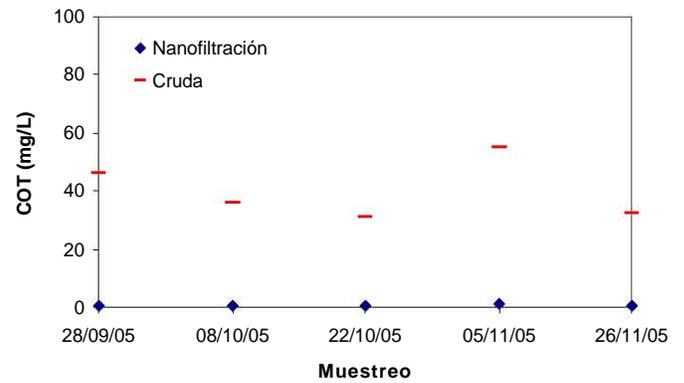


Figura 4.22. Comportamiento del COT antes y después de la nanofiltración.

En la Figura 4.22 se aprecia la disminución del COT después de la NF, esto debido a que la membrana retiene la materia orgánica de peso molecular mayor a 200. Además el COT que pasa a través de la membrana se puede denominar COD ya que éste último es la fracción orgánica que pasa a través de un filtro de $0.45 \mu\text{m}$ y al ser la NF menor a este diámetro se dice que todo el carbón orgánico que pasa es COD.

El $\text{NH}_3\text{-N}$ (Figura 4.23) muestra que también disminuye después del proceso de NF, por consiguiente se puede esperar que la demanda de cloro disminuya en la cloración así como el cloro residual combinado sea inferior con respecto al agua cruda.

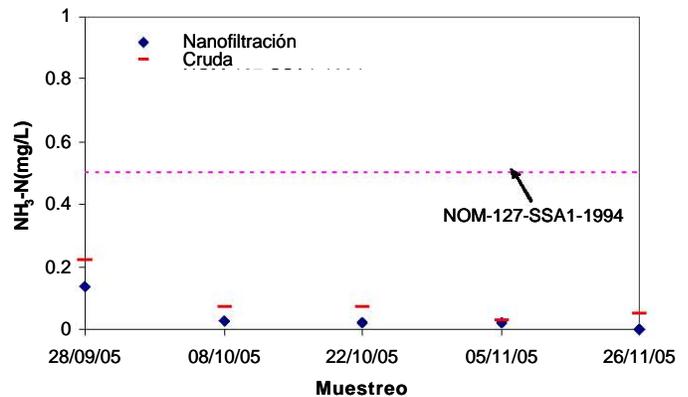


Figura 4.23. Comportamiento del $\text{NH}_3\text{-N}$ antes y después de la nanofiltración.

En lo que respecta a los parámetros microbiológicos, se presenta en las Figuras 4.24, 4.25 y 4.26 la eliminación total de CT, CF y EF respectivamente, con lo que se cumpliría con la NOM-127-SSA1-1994, por lo que el agua ya no requiere una desinfección para eliminarlos ya que la filtración actúa también como desinfectante al ser una barrera para el paso de los microorganismos.

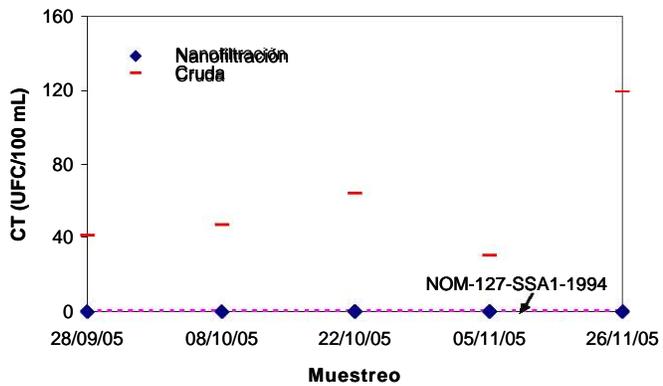


Figura 4.24. Comportamiento de los CT antes y después de la nanofiltración.

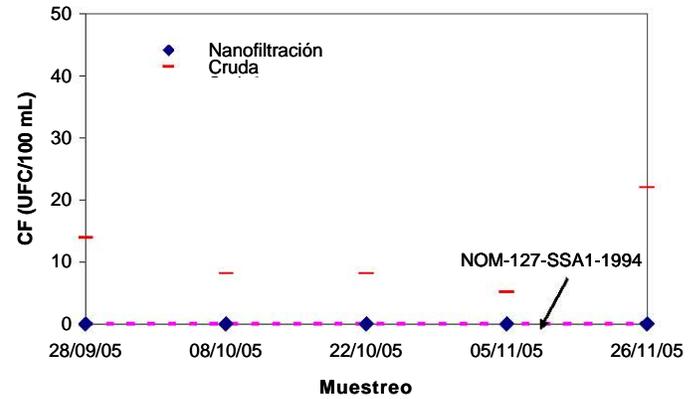


Figura 4.25. Comportamiento de los CF antes y después de la nanofiltración.

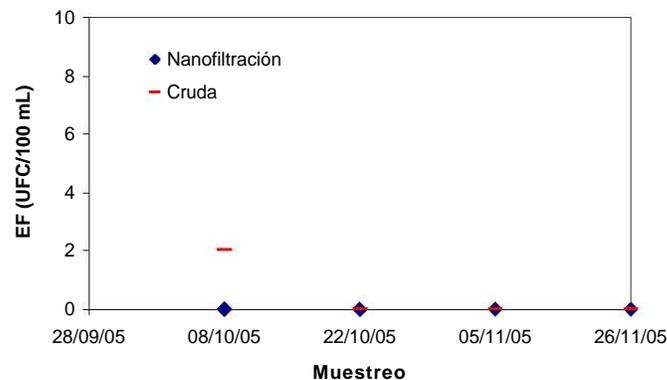


Figura 4.26. Comportamiento de los EF antes y después de la nanofiltración.

En conclusión, con la caracterización del permeado de la nanofiltración se observa un aumento en la calidad del agua con respecto a su origen ya que hay una gran disminución en el contenido orgánico (COT y/o COD) del orden del 98%, además de que no hay presencia de CT, CF y EF por lo que el requerimiento de cloro sería sólo el necesario para cumplir con la NOM-127-SSA-1994 en donde establece un contenido de cloro residual libre de 0.2 a 1.5 mg/L.

Aunque por otro lado, a pesar que la NF ha demostrado ser capaz de rechazar todos los virus, bacterias, quistes y otros organismos patógenos, se han encontrado bacterias en muestras del permeado de plantas piloto de NF mismas que pueden proliferar en las líneas de descarga. Esto no significa que los organismos patógenos no sean rechazados por esta membrana, sino que no pueden mantenerse condiciones estériles en la operación. Se ha demostrado también que las bacterias penetran en las membranas durante el crecimiento y pasan a través de defectos de las membranas. Por consiguiente, las membranas no son siempre completamente efectivas para el control biológico y normalmente son reemplazadas y/o complementadas por un proceso de desinfección (Scott y Hughes, 1996).

Por ello, a continuación se muestran los resultados del comportamiento del cloro en el permeado de la NF, aplicado para garantizar una completa desinfección.

4.5.2. Demanda de cloro del permeado (punto de quiebre)

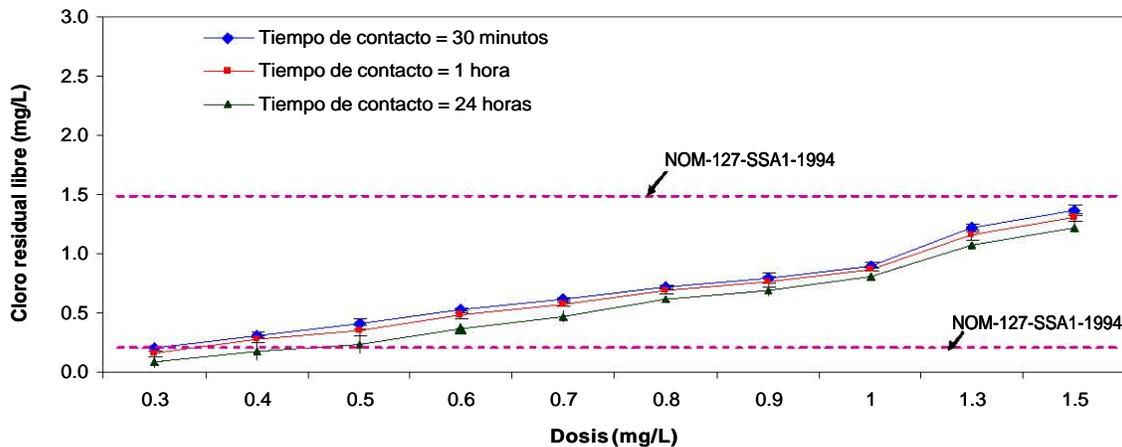


Figura 4.27. Demanda de cloro del permeado de la NF

La demanda de cloro que ejerce el permeado de la NF se presenta en la Figura 4.27, en donde primeramente se observa que no hay un punto de quiebre con las dosis de cloro empleadas, esto debido a que el contenido de $\text{NH}_3\text{-N}$ y COT fueron muy bajos (Degrémont, 1979; Leme, 1979); por ello, el cloro residual se mantuvo muy estable durante los tres tiempos de contacto (0.5, 1 y 24 horas) a diferencia de la cloración del agua cruda del manantial en donde hay una notable variación entre los 30 minutos y la hora y aquí se puede decir que es casi insignificante. Además, después de 24 horas de tiempo de contacto no se observa una gran disminución del cloro residual libre con respecto a los 30 minutos y sobretodo las desviaciones estándar fueron imperceptibles ya que como se mencionó anteriormente la calidad en el permeado obtenido durante todos los muestreos fue constante.

La Tabla 4.7 muestra con más detalle los resultados sobre el cloro residual libre durante todos los muestreos, a distintas dosis de cloro y diferentes tiempos de contacto, presentándose el promedio y la desviación estándar con cada dosis, en donde se observa lo antes mencionado (las desviaciones son pequeñas durante cada uno de los tres tiempos de contacto).

Tabla 4.7. Demanda de cloro del permeado de la nanofiltración

Tiempo de contacto	Fecha de muestreo	Dosis de cloro (mg/L)										
		0.30	0.40	0.50	0.60	0.70	0.80	0.90	1.00	1.30	1.50	
Cloro residual libre (mg/L)	30 minutos	28/09/05	0.21	0.31	0.42	0.49	0.61	0.70	0.79	0.90	1.17	1.32
		08/10/05	0.20	0.32	0.41	0.47	0.58	0.67	0.70	0.89	1.15	1.38
		22/10/05	0.19	0.28	0.34	0.50	0.58	0.68	0.75	0.85	1.20	1.34
		05/11/05	0.18	0.29	0.30	0.50	0.60	0.68	0.75	0.88	1.20	1.33
		26/11/05	0.17	0.30	0.44	0.55	0.64	0.74	0.83	0.89	1.23	1.34
		Promedio	0.19	0.30	0.38	0.50	0.60	0.69	0.76	0.88	1.19	1.34
	Desv. Est.	0.02	0.02	0.06	0.03	0.02	0.03	0.05	0.02	0.03	0.02	
	1 hora	28/09/05	0.21	0.29	0.38	0.48	0.55	0.67	0.78	0.88	1.05	1.28
		08/10/05	0.18	0.30	0.40	0.48	0.57	0.63	0.68	0.85	1.10	1.30
		22/10/05	0.11	0.26	0.30	0.43	0.55	0.67	0.74	0.83	1.15	1.29
		05/11/05	0.10	0.25	0.30	0.44	0.53	0.68	0.75	0.85	1.18	1.28
		26/11/05	0.11	0.27	0.35	0.48	0.60	0.70	0.79	0.87	1.21	1.30
		Promedio	0.14	0.27	0.35	0.46	0.56	0.67	0.75	0.86	1.14	1.29
Desv. Est.	0.05	0.02	0.05	0.03	0.03	0.03	0.04	0.02	0.06	0.01		
24 horas	28/09/05	0.12	0.22	0.33	0.38	0.51	0.60	0.67	0.78	1.03	1.23	
	08/10/05	0.17	0.27	0.31	0.39	0.49	0.58	0.58	0.76	1.05	1.25	
	22/10/05	0.06	0.13	0.15	0.37	0.41	0.60	0.67	0.80	1.05	0.12	
	05/11/05	0.05	0.14	0.18	0.35	0.40	0.60	0.70	0.80	1.05	1.18	
	26/11/05	0.05	0.12	0.19	0.33	0.41	0.60	0.73	0.80	1.08	1.20	
	Promedio	0.09	0.18	0.23	0.36	0.44	0.60	0.67	0.79	1.05	1.00	
Desv. Est.	0.05	0.07	0.08	0.03	0.05	0.01	0.05	0.02	0.02	0.49		

El ANOVA (Tabla B26) muestra que hay influencia tanto del tiempo de contacto como de la dosis aplicada sobre el cloro residual libre; sin embargo, no hay influencia por la interacción entre los dos factores. Al realizar la comparación de medias de los factores de influencia, arroja que hay diferencia significativa entre todos los tiempos de contacto y en todas las dosis de cloro aplicadas, Tablas B27 y B28, respectivamente.

Por lo tanto, la dosis óptima de cloro a emplear después de la NF será la dosis necesaria para mantener un cloro residual libre de 0.2 a 1.5 mg/L en el sistema de distribución, para el caso del agua antes de la membrana se encontró que se requiere una dosis de 1.1 mg/L (punto de quiebre) obteniéndose un cloro residual libre de 0.38 mg/L después de 30 minutos de tiempo de contacto y en el permeado de la NF para mantener ese mismo residual libre por el mismo lapso de tiempo se requiere una dosis de 0.5 mg/L, con lo que se disminuye en más del 50% el cloro necesario.

Además, al igual que lo realizado con el agua cruda, se determinó la formación de cloro residual combinado (cloraminas) después de la NF obteniéndose la Tabla 4.8, en donde se presenta que este residual se mantiene sin cambio significativo durante las distintas dosis de cloro empleado; por otro

lado, la cantidad de cloro combinado es muy inferior al obtenido con el agua antes de la NF debido a que ésta redujo el contenido en $\text{NH}_3\text{-N}$ y consecuentemente la formación de cloraminas.

Tabla 4.8. Cloro residual combinado del agua del permeado de la NF con distintas dosis de cloro.

Tiempo de contacto		Dosis de cloro (mg/L)									
		0.30	0.40	0.50	0.60	0.70	0.80	0.90	1.00	1.30	1.50
30 minutos	Promedio	0.02	0.02	0.03	0.02	0.02	0.02	0.03	0.02	0.03	0.03
	Desv. Est.	0.01	0.01	0.02	0.01	0.01	0.01	0.02	0.01	0.02	0.02
1 hora	Promedio	0.03	0.01	0.01	0.02	0.02	0.03	0.02	0.02	0.02	0.01
	Desv. Est.	0.02	0.02	0.01	0.02	0.01	0.02	0.01	0.01	0.02	0.01
24 horas	Promedio	0.01	0.00	0.01	0.01	0.03	0.02	0.02	0.02	0.02	0.01
	Desv. Est.	0.01	0.01	0.01	0.01	0.02	0.01	0.02	0.02	0.01	0.01

El análisis de varianza del cloro residual combinado (Tabla B29) muestra que tanto la dosis de cloro empleada como la interacción de los factores no influyen sobre los resultados, en cambio el tiempo de contacto sí tiene influencia sobre el cloro residual combinado obtenido y la comparación de medias (Tabla B30) muestra que nada más hay diferencia significativa entre los 30 minutos y las 24 horas.

Por otro lado, en la Tabla 4.9 se presenta la cantidad de cloro residual libre y cloro combinado con relación al cloro residual total en donde se muestra que el % de cloro residual combinado es muy bajo con respecto al libre aún en las menores dosis, por lo que se puede concluir que todo el cloro residual formado durante la cloración del permeado de la NF es libre.

Tabla 4.9. Relación entre la cantidad de cloro residual libre y combinado formado en relación al cloro residual total.

Dosis (mg/L)	Tiempo de contacto					
	30 minutos		1 hora		24 horas	
	%L	%C	%L	%C	%L	%C
0.5	93.81	6.19	85.08	14.92	97.14	2.86
0.8	95.63	4.37	96.64	3.36	98.33	1.67
1	93.02	6.98	97.25	2.75	96.04	3.96
1.1	95.77	4.23	95.11	4.89	97.17	2.83
1.2	97.09	2.91	96.51	3.49	94.82	5.18
1.3	96.89	3.11	96.29	3.71	96.94	3.06
1.5	95.72	4.28	97.80	2.20	96.89	3.11
2	97.58	2.42	98.17	1.83	97.67	2.33
2.5	97.46	2.54	97.89	2.11	97.95	2.05
3	97.83	2.17	99.02	0.98	98.71	1.29

Donde: %L > Cloro residual libre
%C > Cloro residual combinado

4.5.3. Potencial de formación de trihalometanos

Como se mencionó anteriormente, para determinar el PFTHM primero es necesario determinar la dosis de cloro aplicada para que al finalizar los 7 días de tiempo de contacto se detecte un cloro residual entre 3 a 5 mg/L (APHA, AWWA, WEF, 1998). Por ello, la dosis de cloro aplicada para el permeado de la NF fue de 5 ± 0.24 mg/L, obteniéndose un residual promedio después de los 7 días de 3.19 ± 0.19 mg/L. Posteriormente se analizaron las muestras y se obtuvieron los resultados presentados en la figura 4.28.

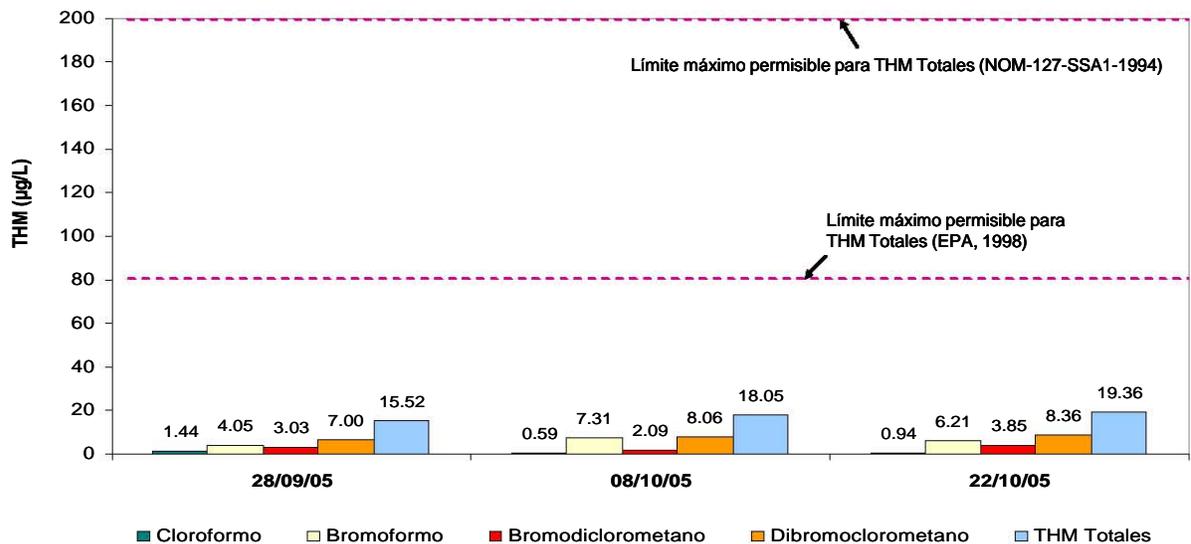


Figura 4.28. PFTHM del agua cruda del manantial Cerro Colorado

La Figura 4.28 presenta el PFTHM durante las tres fechas en que se realizó la prueba y donde se muestra un comportamiento constante en los THM formados, esto debido a que la caracterización del agua del permeado de la NF muestra el mismo comportamiento, por otro lado los dos tipos de trihalometanos predominantes fueron el bromoformo y el dibromoclorometano (33.16 y 44.27% respectivamente) debido a que después de la membrana también se detectó la presencia de bromo aunque en menor proporción que en el agua cruda.

Sin embargo, para hacer una mejor comparación en el PFTHM antes y después de la NF se presenta la Figura 4.29, en donde se observa una enorme disminución de este potencial (alrededor del 85%) con respecto al agua cruda (antes de la NF), además en la cruda los THM predominantes fueron el bromodichlorometano y dibromoclorometano, siendo considerado el primero por la IARC como posible carcinógeno para los seres humanos; y después de la NF los trihalometanos predominantes fueron el bromoformo y el dibromoclorometano estando ambos considerados como no clasificables en cuanto a

su carcinogenicidad a los seres humanos (OMS, 2004), con lo que se reduce el riesgo a la salud al tratar el agua con la NF.

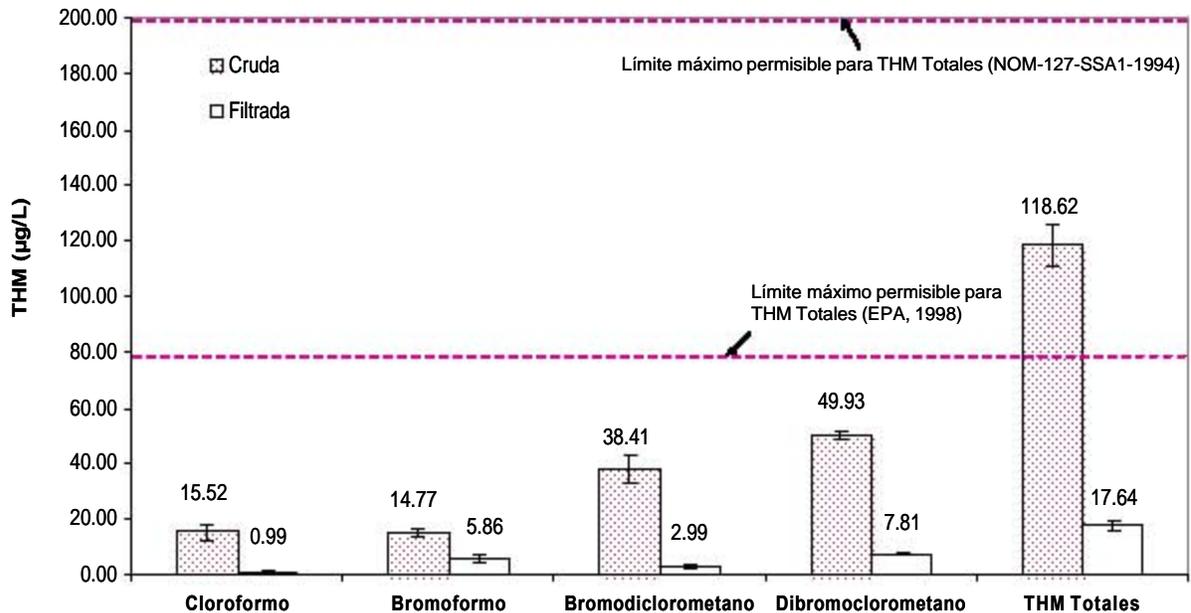


Figura 4.29. PFTHM del agua cruda y del permeado de la NF

Cabe aclarar que aquí no se determinaron los THM formados con la dosis óptima ni a tiempos de contacto reales (1 y 24 horas) después de la NF, esto debido en principio al costo de la determinación de THM. Por otro lado, como el PFTHM (THM formados bajo condiciones muy severas) fue de alrededor de 17.64 µg/L, es de esperarse que con las condiciones reales sea muy inferior.

En conclusión, de los resultados del empleo de la NF se observó que la calidad del agua en el permeado fue muy superior al agua cruda, ya que la NF no sólo actúa como una barrera para los precursores de SPD sino también como un desinfectante al no encontrarse CT ni CF en el permeado. Por otro lado, la cantidad de cloro necesario para satisfacer la demanda de cloro es menos del 50% del necesario para el agua antes de la NF con lo que se disminuye el costo del reactivo, además de que se reduce la formación de THM y como consecuencia disminuye el riesgo a la salud.

4.6. PFTHM basado en diferentes modelos

Como se ha podido observar a lo largo de este trabajo, la concentración de THM en el agua potable es un parámetro que cada vez se está limitando más en varios países debido al riesgo a la salud que implica el emplear agua con altas concentraciones de THM (EPA, 1998; Yoon *et al.*, 2003; OMS, 2004). Sin embargo, la medición de este parámetro es costoso (cuando no se cuenta con el material y equipo para realizarlo y se tienen que llevar las muestras a un laboratorio acreditado para su análisis) por lo que se han desarrollado diversos modelos para predecir la formación de THM midiendo tan sólo parámetros más sencillos como la UVA_{254} , COT, entre otros (Singer *et al.*, 1981; Edzwald *et al.*, 1985; Amy *et al.*, 1987; Black *et al.*, 1996).

Debido a lo anterior, a continuación se muestran los resultados del empleo de algunos modelos así como también el desarrollo de uno acorde a los datos obtenidos en el presente trabajo.

El **primer modelo** empleado es el mencionado por Black *et al.* (1996), en donde la formación de THM sigue la siguiente ecuación:

$$\text{THM} = 7.21 \times \text{COT}^{-0.004} \times \text{UV}_{254}^{0.534} \times (\text{Cl}_2 \text{ dosis} - 7.6 \times \text{NH}_3\text{-N})^{0.224} \times t^{0.255} \times (\text{Br} + 1)^{2.01} \times T^{-0.480} \times (\text{pH} - 2.6)^{0.719}$$

Donde

THM	: Trihalometanos totales (µg/L)
COT	: Carbono orgánico total (mg/L)
UV_{254}	: Absorbancia UV a 254 nm (cm^{-1})
Cl_2 dosis	: Dosis de cloro (mg/L)
Br	: Concentración del ión bromo (mg/L)
T	: Temperatura (°C)
$\text{NH}_3\text{-N}$: Nitrógeno amoniacal (mg/L)
t	: Tiempo de contacto (h)

El anterior fue estimado de un conjunto de modelos desarrollados de experimentos de cloración llevados a cabo por un Proyecto del Estado de California y del Acueducto del Río Colorado.

El **segundo modelo** es el desarrollado por Edzwald *et al.* (1985), quienes mencionan que la absorbancia UV a 254 nm es un excelente parámetro para estimar en el agua cruda la concentración de COT y precursores de THM.

Lo anterior, debido a que los compuestos orgánicos que son aromáticos o que tienen sus enlaces dobles conjugados absorben luz en la región de onda ultravioleta, tales como las sustancias húmicas las cuales son la forma dominante de materia orgánica en aguas naturales.

Ellos determinaron dos modelos para el PFTHM, uno basado en la UVA_{254} y otro en el contenido de COT. Las condiciones experimentales fueron las siguientes: PFTHM: 7 días, pH: 7.5 y 20°C y suficiente cloro (3-5 $Cl_2/L/mg$ TOC) para mantener un cloro residual libre durante los 7 días. Por lo que a continuación se presentan los modelos:

$$PFTHM = 1573.2 (UVA_{254}) + 38.2; r^2 = 0.94, n= 54$$

$$PFTHM = 75.8 (COT) + 13.6; r^2 = 0.91, n= 53$$

Además realizaron un modelo para calcular el COT a partir de la UVA:

$$COT = 19.8 (UVA) + 0.65; r^2 = 0.93, n= 53$$

El **tercer modelo** empleado fue el desarrollado por Singer *et al.* (1981), en donde su investigación arrojó que la absorbancia UV y el COT son buenos indicadores para los THM y sus precursores. Sus modelos se basaron al igual que Edzwald *et al.* en la UVA_{254} y el COT. Las condiciones experimentales fueron: PFTHM: 7 días, pH: 6.7, temperatura ambiente y cloro de 15-20 mg/L; obteniéndose:

$$THM = 2105.7 (UVA) + 101.6; r^2=0.93, n= 33$$

$$THM = 64.63(COT) + 9.84; r^2=0.884, n= 53$$

$$COT = 29.05(UVA)+1.44; r^2=0.91, n= 37$$

Y por **último** se presenta un “modelo” desarrollado en este trabajo al cual llamaremos modelo preeliminar (ya que no se puede denominar modelo en sí, debido a que la cantidad de datos empleados son escasos), y se basó en el comportamiento del PFTHM en función del contenido de UVA_{254} y el COT. Siendo las condiciones experimentales las siguientes: PFTHM: 7 días, pH: 7 a 25°C y suficiente cloro para mantener un cloro residual libre entre 3-5 mg/L durante los 7 días.

Los modelos preelminares obtenidos fueron:

$$PFTHM = 2289.4 (UVA) + 0.6127; r^2=0.99, n=6$$

$$PFTHM = 2.5758(COT)+18.607; r^2=0.93, n=6$$

$$COT = 879.94(UVA) - 4.7868; r^2=0.90, n=10$$

En el anexo (Figura C1, C2 y C3) se presentan las gráficas de estas correlaciones.

A continuación se muestra el PFTHM obtenido de los distintos modelos al emplear los valores de UVA_{254} (Tabla 4.10) y COT (Tabla 4.11) del presente trabajo, los cuales son comparados en la última columna con los reportados en el laboratorio.

Tabla 4.10. PFTHM basados en la absorbancia UV a 254 nm, excepto para **Black et al. (1996)**¹

PFTHM (µg/L)	Black et al. (1996) ¹	Edzwald et al. (1985) 1573.2 (UVA) + 38.2	Singer et al. (1981) 2105.7 (UVA) + 101.6	Presente estudio 2289.4 (UVA) + 0.6127	Reportados en el laboratorio
Agua cruda					
28/09/05	132.699	126.299	219.619	128.819	119.97
08/10/05	123.038	110.567	198.562	115.083	110.31
22/10/05	136.517	120.006	211.196	119.662	125.59
Permeado de la NF					
28/09/05	38.830	50.786	118.546	18.928	15.52
08/10/05	40.491	50.786	118.546	18.928	18.15
22/10/05	38.623	49.212	116.440	16.639	19.36

$$^1 \text{TTHM} = 7.21 \times \text{COT}^{-0.004} \times \text{UV}_{254}^{0.534} \times (\text{Cl}_2 \text{ dosis} - 7.6 \times \text{NH}_3\text{-N})^{0.224} \times t^{0.255} \times (\text{Br} + 1)^{2.01} \times T^{0.480} \times (\text{pH} - 2.6)^{0.719}$$

Tabla 4.11. PFTHM basados en el COT

PFTHM (µg/L)	Edzwald et al. (1985) 75.8 (COT) + 13.6	Singer et al. (1981) 64.63(COT) + 9.84	Presente estudio 2.5758(COT)+18.607	Reportados en el laboratorio
Agua cruda				
28/09/05	3505.706	2987.344	137.274	119.97
08/10/05	2731.030	2326.826	110.949	110.31
22/10/05	2383.866	2030.820	99.152	125.59
Permeado de la NF				
28/09/05	78.030	64.776	20.796	15.52
08/10/05	60.596	49.911	20.204	18.15
22/10/05	70.071	57.989	20.526	19.36

De la Tabla 4.10 se puede observar que todos los modelos empleados (a excepción de Singer *et al.* 1981) muestran una buena aproximación a los reportados en el laboratorio para el agua cruda del manantial. En cambio para el permeado de la NF los valores obtenidos con los distintos modelos fueron superiores a los reportados en el laboratorio, con excepción del modelo preeliminar desarrollado en el presente estudio. En los otros casos la elevada desviación se debe a los datos empleados para la obtención de los modelos, es decir, en el caso de Edzwald *et al.* (1985) sus datos se basaron en valores de PFTHM (µg/L): 232–1108, COT (mg/L): 2.75–14.7 y UVA (cm⁻¹): 0.113–0.666 y Singer *et al.* (1981) en PFTHM (µg/L): 61–770, COT (mg/L): 0.7–10.8 y UVA (cm⁻¹): 0.009–0.0395, por lo que los valores de estos mismos parámetros obtenidos después de la NF no cumplen con ellos, y esa es la razón por la que el modelo preeliminar es más apegado a los valores reales ya que la correlación que se obtuvo del PFTHM a partir de la UVA fue de 0.99.

En cambio, el PFTHM en función del COT (Tabla 4.11) muestra que los dos primeros modelos (Edzwald *et al.*, 1985; Singer *et al.* 1981) muestran una concentración de PFTHM muy elevada en comparación a los reportados en el laboratorio tanto para el agua cruda como para el permeado de la NF, siendo el modelo preeliminar el que muestra un mejor comportamiento.

Por otro lado, los resultados del COT a partir de la UVA₂₅₄ se pueden observar en la Tabla 4.12, en donde se muestra que en los dos primeros modelos (Edzwald *et al.*, 1985; Singer *et al.* 1981) el

contenido de COT en función de la UVA es muy inferior a los reportados en el laboratorio para el agua cruda, en cambio para el permeado de la NF su comportamiento es más consistente con los datos reales. Por su parte, el modelo preeliminar muestra un mejor acercamiento para el agua cruda que para el permeado de la NF, no obstante, la correlación obtenida para ambos casos es aceptable (0.90).

Tabla 4.12. COT basado en la absorbancia UV a 254 nm

COT (mg/L)	Edzwald <i>et al.</i> (1985)	Singer <i>et al.</i> (1981)	Presente estudio	Reportados en el laboratorio
	19.8 (UVA) + 0.65	29.05(UVA)+1.44	879.94(UVA)- 4.7868	
Agua cruda				
28/09/05	1.759	3.067	44.490	46.07
08/10/05	1.561	2.776	35.690	35.85
22/10/05	1.680	2.951	40.970	31.27
05/11/05	1.620	2.863	38.330	55.06
26/11/05	1.660	2.922	40.090	32.33
Permeado de la NF				
28/09/05	0.808	1.672	2.253	0.850
08/10/05	0.808	1.672	2.253	0.620
22/10/05	0.789	1.643	1.3723	0.745
05/11/05	0.749	1.585	-0.3871	1.060
26/11/05	0.749	1.585	-0.3871	0.820

Además, la disparidad de los resultados obtenidos en esta tabla (4.12) y los mostrados en la Tabla 4.11 con los modelos de Singer *et al.* (1981) y Edzwald *et al.* (1985) son debidos a que en sus casos la cantidad de COT reportada es materia que reacciona con el cloro para la formación de THM, es decir, materia que absorbe luz en la región UV; sin embargo, en el presente caso a pesar de que se tiene una elevada cantidad de COT en el agua cruda, es materia que no contiene compuestos orgánicos que absorban luz UV y Amy *et al.* (1987) mencionan que el COT representa una medida para definir la concentración de precursores mientras que la UVA provee una indicación de la reactividad del precursor en la formación de THM, por lo que la UVA da una mejor correlación que el COT para medir la presencia de sustancias húmicas, las cuales son consideradas como las mayores precursoras de THM (Singer *et al.*, 1981; Edzwald *et al.*, 1985; Caceres, 1990).

En conclusión, se observó que con el modelo de Edzwald *et al.* (1985) la UVA puede ser usada como una alternativa para estimar la concentración del PFTHM del agua cruda (antes de la NF), y para estimar el contenido de COT en el permeado de la NF; y con el modelo preeliminar desarrollado en este trabajo se obtuvo una muy buena correlación (0.99) para predecir el PFTHM a partir de la UVA, por lo que se podría emplear este parámetro¹ para monitorear de una forma más rápida, fácil y barata el PFTHM.

¹ Dejando en claro que para obtener una mayor seguridad del modelo preeliminar obtenido, es necesaria la realización de más pruebas para monitorear el comportamiento del PFTHM a lo largo de todo el año.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

CONCLUSIONES

1. De los parámetros analizados para caracterizar el agua del manantial Cerro Colorado, se obtuvo que los SDT, CT y CF superan la NOM-127-SSA1-1994, siendo los últimos dos parámetros los de mayor preocupación (por posibles efectos en la salud), por lo que el agua del manantial requiere una desinfección antes de su uso y consumo humano.
2. El APA logró eliminar los CT y CF de forma efectiva, sin embargo, su alto costo (aproximadamente 4 a 5 veces más que el costo del hipoclorito de sodio) y la necesidad del empleo de un desinfectante secundario no lo hacen actualmente una opción viable.
3. La luz UV mostró ser eficiente para la inactivación de CT, CF y EF, además su costo es competitivo con otros desinfectantes lo que la hace una tecnología viable y adecuada especialmente para sistemas pequeños de abastecimiento de agua. Sin embargo, se observó una reactivación o recrecimiento de los microorganismos en presencia y/o ausencia de luz solar, sobre todo de los CT en presencia de luz.
4. Con el cloro se observó que a pesar de que a dosis bajas se eliminan los CT y CF, es necesario aplicar una dosis mayor a 1.1 mg/L para satisfacer la demanda de cloro. Con respecto al PFTHM evaluado se encontró que las especies bromadas (bromodichlorometano y dibromoclorometano) se encontraron en mayor porcentaje.
5. La NF mostró que la calidad del agua en el permeado fue muy superior al agua cruda, sirviendo no solo como barrera para los precursores de SPD sino también como un desinfectante al no

encontrarse CT, CF ni EF en el permeado. Además, la demanda de cloro y el PFTHM se redujeron en menos del 50 y 85%, respectivamente, con respecto al agua cruda.

6. De los modelos analizados para determinar el PFTHM, se encontró que con el modelo de Edzwald *et al.* (1985) la UVA puede ser usada para estimar la concentración del PFTHM del agua cruda (antes de la NF), y para estimar el contenido de COT en el permeado de la NF. Además, se observó que se puede desarrollar un modelo a partir de la UVA para monitorear de una forma más rápida, fácil y barata el PFTHM, siempre y cuando se obtengan suficientes datos para obtener una alta confiabilidad del modelo.
7. Por último, debido a que el PFTHM encontrado en el agua del manantial una vez desinfectada con cloro (118.62 µg/L) no supera la NOM-127-SSA1-1994 (200 µg/L), se rechaza la hipótesis planteada.

RECOMENDACIONES

1. Con respecto al APA, a pesar de que su costo es alto, se recomienda seguir haciendo pruebas sobretodo en este tipo de aguas (con alto contenido de COT), ya que al demostrar su efectividad en un mayor número de aplicaciones, el costo se podrá reducir.
2. En cuanto a la UV se recomienda no exponer el agua (una vez desinfectada) a la luz solar, así como incrementar la dosis de UV y/o mantener un efecto residual con un desinfectante secundario para que no haya una reactivación de los microorganismos.
3. Debido a que tanto la demanda de cloro como el residual formado pueden cambiar dependiendo de la calidad del agua así como del tiempo de contacto, es necesario un monitoreo constante del agua en todos los puntos del sistema de distribución y verificar que se cumpla con el cloro residual libre de 0.2 a 1.5 mg/L establecido en la NOM-127-SSA1-1994.
4. Además, se recomienda realizar un análisis de riesgo a la salud tanto del agua cruda (elevado contenido de COT encontrado) como del agua después de la aplicación de cada desinfectante (APA, UV, cloro, nanofiltración + cloro) así como realizar una evaluación costo-beneficio para seleccionar la mejor opción a emplear en este caso.
5. Por último, los resultados obtenidos en este trabajo, pueden servir de base para la toma de decisiones con respecto a las diferentes opciones de desinfección de estas fuentes no convencionales de agua.

REFERENCIAS

- Aguilar Ortega, Andrés. (2006) Determinación del tipo de membrana óptimo para potabilizar el agua del acuífero de Tula. Tesis de maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Ingeniería (En proceso de evaluación).
- Al-Sofi, M.A.K. (2001) Seawater desalination—SWCC experience and vision. *Desalination* 135 1–3, pp. 121–139.
- Amy G, Chadik P, Chowdhury Z. (1987) Developing models for predicting trihalomethane formation potential and kinetics. *J Am Water Works Assoc*;79(7):89–97.
- APHA, AWWA, WEF (1998) Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association. Washington, D. C., 20th ed.
- Asociación Española de Normalización y Certificación (AENOR) (1998) Análisis del agua. Directrices para la determinación del carbono orgánico total (COT) y del carbono orgánico disuelto (COD). UNE-EN 1484.
- AWWA (1973) Water chlorination, manual of water supply practices. American Water Works Association. Denver, CO.
- AWWARF (1998) Tratamiento del agua por procesos de membrana. Principios, procesos y aplicaciones. McGraw-Hill/Interamericana de España, S. A. U. Madrid. Pp. 1-78, 293-351.
- Baldry MGC, French MS. (1989) Activity of peracetic acid against sewage indicator organisms. *Water Sci Technol*; 21:1747–9.
- Barrios, J.A., Jimenez, B. and Maya, C. (2004). Treatment of sludge with peracetic acid to reduce the microbial content. *Journal of Residuals Science & Technology*. Vol. 1, No. 1. January. 69-74.
- Berg, P., Hagemeyer, G. y Gimbel, R. (1997) Removal of pesticides and other micropollutants by nanofiltration. *Desalination* 113. pp.205-208.
- Black, Bryan D.; Harrington, Gregory W.; y Singer, C. Philip (1996) Reducing cancer risks by improving organic carbon removal. *J. Am Water Works Assoc*; 88; 40-52.
- Block SS. (1991) Disinfection, sterilization, and preservation. 4th ed. Philadelphia: Lea&Febiger Pubs.
- Bowen, W. R., Mohammad, A. W. y Hilal, N. (1997) Characterisation of nanofiltration membranes for predictive purpose—use of salt, uncharged solutes and atomic force microscopy. *J. Membr. Sci.* 126, pp. 91-105.
- Caceres, L.O. (1990) Desinfección del agua. Ministerio de Salud; Perú.
- Cantor K. (1994) Water chlorination, mutagenicity and cancer epidemiology. *Am J. Public Health* 84:1211-1213.
- Caretti, Cecilia y Lubello Claudio (2003) Wastewater disinfection with PAA and UV combined treatment: a pilot plant study. *Water Research* 37:2365-2371.
- Carlson, Kenneth (2002) The origin and fate of organic matter in raw water supplies. From “Potential Risks Associated with Raw Water Supplies Impacted by Urban Runoff, Non-Point Pollution, and/or

- Wastewater Effluents" Final Project Report to the Colorado Department of Public Health and Environment, by L. Roesner, K. Carlson, J. Loftis, C. Roher, and A. Motlagh.
- Christman, Keith A. (1998) Chlorine. Chlorine Chemistry Council. CEPIS; OPS. Regional symposium on water quality : effective disinfection. Lima, CEPIS, 1998. <http://www.cepis.org.pe/bvsacg/i/fulltext/symposium/ponen8.pdf>
- Colgan S. y Gehr R. (2001) Disinfection. *Water Environ Technol*;13:29–33.
- Cooper, William J.; Zika, Rod G., y Steinhauer, Margaret S. (1985) Bromide-Oxidant interactions and THM Formation: A Literature Review. *J. Am Water Works Assoc*; 77(4):116-121.
- Degrémont (1979) Manual técnico del agua. Cuarta edición.
- Edzwald J, Becker W, Wattier K. (1985) Surrogate parameters for monitoring organic matter and THM precursors. *J Am Water Works Assoc*;77(4):122 –132.
- Environmental Protection Agency, EPA (1998) Stage 1 Disinfectants and Disinfection Byproducts Rule. Ground Water and Drinking Water. EPA 815-F-98-010.
- Environmental Protection Agency, EPA (1999) Alternative Disinfectants and Oxidants Guidance Manual. EPA 815-R-99-014.
- Environmental Protection Agency, EPA (1999b) Folleto informativo de tecnología de aguas residuales. Desinfección con cloro. EPA 832-F-99-062.
- Environmental Protection Agency, EPA (2000) Estándares del Reglamento Nacional Primario de Agua Potable. Ground Water & Drinking Water. EPA 815-F-00-007.
- Environmental Protection Agency, EPA (2001) Controlling Disinfection By-products and Microbial Contaminants in Drinking Water. EPA/600/R-01/110.
- Fonseca Montes de Oca, Reyna María Guadalupe (2004) Estudio de la formación y distribución de trihalometanos en agua potable de la zona norte de la ciudad de Toluca. Tesis para obtener el grado de maestro en ciencias del agua. Centro Interamericano de Recursos del Agua. Universidad Autónoma del Estado de México.
- Fraser JAL, Godfree AF, Jones F. (1984) Use of peracetic acid in operational sewage sludge disposal to pasture. *Water Sci Techno*;17:451– 66.
- Fu, P., Ruiz, H., Lozier, J., Thompson, K. Spangenberg, C. (1995) A pilot study on groundwater natural organics removal by low-pressure membranes. *Desalination* 102, pp. 47–56.
- Garza, V.; Fernández, I.; Badii, M.; Flores, A.; Hauad, L. y Villarreal, L. (2001). *Evaluación de riesgo a la salud en la comunidad de Loma Blanca (Distrito de Riego 009) Valle de Juárez (México), por exposición a aguas residuales no tratadas*. *Revista Salud Pública y Nutrición*. Vol 2 No.3 Julio-Septiembre 2001. http://www.respyn.uanl.mx/ii/3/articulos/riesgo_salud.html
- Gehr R, Cochrane D, French M. (2002) Peracetic acid as a disinfectant for municipal wastewaters: encouraging performance results from physicochemical as well as biological effluents. Proc of the US water environment federation disinfection conference.
- Hassan, A.M., Al-Sofi, M.A.K., Al-Amoudi, A.S., Jamaluddin, A.T.M., Farooque, A.M., Rowaili, A., Dalvi, A.G.I., Kither, N.M., Mustafa, G.M. y Al-Tisan, I.A.R. (1998) A new approach to thermal seawater desalination processes using nanofiltration membranes. *Desalination* 118 1–3, pp. 35–51.
- INEGI (2000). XII Censo General de Población y Vivienda. <http://www.inegi.gob.mx>
- Itoh, M., Kunikane, S. y Magara, Y. (2001) Evaluation of nanofiltration for disinfection by-products control in drinking water treatment. *Water Science Tecnology*. *Water Supply* 1 5-6, pp. 233-243.
- Ivancev-Tumbas I, Dalmacija B, Tamas Z, Karlovic E. (1999) The effect of different drinking water treatment processes on the rate of chloroform formation in the reactions of natural organic matter with hypochlorite, *Water Research*, 33, 18; 3715-3722.
- Jacangelo, J.G., DeMarco, J., Owen, D.M. y Randtke, S.J. (1995) Selected processes for removing NOM: An overview. *J. AWWA* 87, pp. 64-77 (1995).
- Jiménez, B., Barrios, J., Chávez, A., Laugier, J., Deyta, A. y Torres, J. (2000a) Estudio para evaluar la factibilidad de suministrar agua potable al valle de México a partir del acuífero del valle del Mezquital. Informe final elaborado para la Comisión Nacional del Agua. Proyecto 0333. Instituto de Ingeniería, UNAM.
- Jiménez, Blanca; Alcántara, Nonantzin y Sotomayor, Claudia (1997) Estudio de la calidad y suministro del agua para consumo doméstico en el valle del Mezquital. Informe elaborado para la Comisión Nacional del Agua. Proyecto 5322. Instituto de Ingeniería, UNAM. Pp. 3, 43, 157-159.
- Jiménez, Blanca; Cruickshank, Carlos; Chávez, Alma; Pérez, Rosalino; Jiménez, Rocío; Palma, Adriana (1999) Estudio de la factibilidad del empleo del agua del acuífero del valle del Mezquital para suministro del valle de México. Informe elaborado para la Comisión Nacional del Agua. Proyecto 8393. Instituto de Ingeniería, UNAM.

- Jiménez, Blanca; Orta, Teresa; Beltrán, Norma; Maya, Catalina; López, Miriam y Montes, Raquel (2000b) Desinfección para sistemas de agua potable y saneamiento. Desinfección. Manual de diseño de agua potable alcantarillado y saneamiento.
- Khalik, A. y Praptowidodo, V.S. (2000) Nanofiltration for drinking water production from deep well water. *Desalination* 132; 287-292.
- Kim, Hyun-Chul y Yu, Myong-Jin (2005) Characterization of natural organic matter in conventional water treatment processes for selection of treatment processes focused on DBPs control. *Water Research*; 39:4779-4789.
- Kimura, K., Amy, G., Drewes, J. E., Heberer, T., Kim, T. y Watanabe, Y. (2003) Rejection of organic micropollutants (disinfection by-products, endocrine disrupting compounds, and pharmaceutically active compounds) by NFRO membranes. *Journal of Membrane Science* 227, pp. 113-121.
- Kitis, Mehmet (2004) Disinfection of wastewater with peracetic acid: a review. *Environmental International* 30:47-55.
- Lazarova, V., Janex, M.L., Fiksdal, L., Oberg, C., Barcina, I. y Pommepuy M. (1998) Advanced wastewater disinfection technologies: short and long term efficiency. *Water Sci Technol*;38:109– 17.
- Lefevre F, Audic JM, Ferrand F. (1992) Peracetic acid disinfection of secondary effluents discharged off coastal seawater. *Water Sci Technol*;25:155– 64.
- Leme, Francisco Paes (1979) Teoría y técnicas del tratamiento del agua. Compañía de Tecnología y Saneamiento Ambiental. Sao Paulo, Brasil.
- Lenntech (2006) <http://www.lenntech.com>
- Liberti L, Notarnicola M. (1999) Advanced treatment and disinfection for municipal wastewater reuse in agriculture. *Water Sci Technol*;40:235– 45.
- Liberti, L., Lopez, A., Notarnicola, M., Barnea, N., Pedahzur, R., Fatal, B., 2000. Comparison of advanced disinfection methods for municipal wastewater reuse in agricultura. *Water Science and Technology* 42 (1-2), 215-220.
- Lindenauer K.G. y Darby J.L. (1994) Ultraviolet Disinfection of Wastewater: Effect of Dose on subsequent Photoreactivation. *Water Research*; 25:805-817.
- Malley J., Shaw J.P. y Ropp J. (1995) Evaluations of byproducts by treatment of groundwaters with ultraviolet irradiation. AWWARF and AWWA, Denver, CO.
- Manual de Espectrofotómetro HACH (1997) Analytical procedures for DR/2010 Instruments.
- Masschelein, Willy J. Ultraviolet Light in Water and Wastewater Sanitation. Lewis Publishers. CRC Press LLC. 2002.
- Metcalf & Eddy (2003) Wastewater Engineering. Treatment and Reuse. Fourth edition. Mc Graw Hill.
- Modificación a la NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-127-SSA1-1994 (20 de octubre de 2000). Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización.
- Monarca S, Feretti D, Collivignarelli C, Guzzella L, Zerbini I, Bertanza G, et al. (2000) The influence of different disinfectants on mutagenicity and toxicity of urban wastewater. *Water Research*; 34:4261– 4269.
- Monarca S, Richardson SD, Feretti D, Grottolo M, Thruston AD, Zani C, et al. (2002) Mutagenicity and disinfection by-products in surface drinking water disinfected with peracetic acid. *Environ Toxicol Chem*; 21: 309– 18.
- Monarca, Silvano; Zani, Claudia; Richardson, Susan D.; Thruston Jr, Alfred D.; Moretti, Máximo; Feretti, Donatella; y Villarin, Milena (2004) A new approach to evaluating the toxicity and genotoxicity of disinfected drinking water. *Water Research*; 38:3809-3819.
- Morris R. (1993) Reduction of microbial levels in sewage effluents using chlorine and peracetic acid disinfectants. *Water Sci Technol*;27:387–93.
- Mourato, D. (1998) Aplicaciones de las membranas de microfiltración y Nanofiltración en el área de agua potable. Simposio regional sobre calidad del agua: desinfección efectiva / Lima 27-29 octubre. <http://www.cepis.ops-oms.org/eswww/fulltext/aguabas/aplica/aplica.html>
- Mulford, L.A., Taylor, J.S., Nickerson, D.M. y Chen, S.S. (1999) NF-performance at full and pilot scale. *J. AWWA* 91 6, pp. 64–75.
- Murillo Torres, Rosa María Concepción (2004) Aplicación de lodos estabilizados con ácido peracético en suelos salino-sódicos. Tesis para obtener el grado de maestra en Ingeniería Ambiental. UNAM.
- MWH/Water treatment: Principles and Design (2005); Revisada por Crittenden, John C.; Trussell, Rhodes R.; Hand, David W.; Howe, Kerry J.; y Tchobanoglous, George. Second Edition.

- Nacional Research Council, National Academy Press, Academia de la Investigación Científica y Academia Nacional de Ingeniería (1995) El suministro de agua de la ciudad de México. Mejorando la sustentabilidad. Washington D.C.
- NMX-AA-003-1980 Aguas residuales.- Muestreo. Declaratoria de vigencia publicada en el Diario Oficial de la Federación el 25 de marzo de 1980.
- NMX-AA-007-SCFI-2000 Análisis de agua – Determinación de la temperatura en aguas naturales y residuales – Método de prueba.
- NMX-AA-008-SCFI-2000 Análisis de agua – Determinación del pH – Método de prueba (cancela a la NMX-AA-008-1980)
- NMX-AA-034-SCFI-2001 Análisis de agua – Determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas – Método de prueba (cancela a las NMX-AA-020-1980 y NMX-AA-034-1981)
- NMX-AA-038-SCFI-2001 Análisis de agua – Determinación de turbiedad en aguas naturales, residuales y residuales tratadas – Método de prueba (cancela a la NMX-AA-038-1981)
- NMX-AA-093-SCFI-2000 Análisis de agua – Determinación de la conductividad eléctrica – Método de prueba.
- Official Journal of the European Communities (OJEC) (1998) COUNCIL DIRECTIVE 98/83/EC of 3 November 1998 on the quality of water intended for human consumption.
- Orecki, A., Tomaszewska, M., Karakulski, K., Morawski, A. W. (2004) Surface water treatment by nanofiltration method. *Desalination*, 162, pp. 47-54.
- Organización Mundial de la Salud, OMS (2003) Health risks in aquifer recharge using reclaimed water-state of the art report. Edit. by R. Aertgeerts and A. Angelakis. *Water, Sanitation and Health, Protection and the Human Environment*, World Health Organization Geneva y WHO Regional Office for Europe Copenhagen, Denmark.
- Organización Mundial de la Salud, OMS (2004) Guidelines for Drinking-water Quality. Vol. 1. Third Edition. Geneva. ISBN 92 4 154638 7.
- Owen, D.M., Amy, G.L., Chowdhury, Z.K., Paode, R., McCoy, G. y Viscosil, K. (1995) NOM characterization and treatability. *J. AWWA* 87, pp. 46-63.
- Pedersen, Michael. 2004. Los sistemas de PDU reducen los riesgos de COVs – El tratamiento en la llave no hace todo el trabajo. <http://www.agualatinoamerica.com/docs/PDF/091004Nivel1.pdf>
- Rajala, R.L., Pulkkanen, M., Pessi, M., Heinonen-Tanski, H., (2003) Removal of microbes from municipal wastewater effluent by rapid sand filtration and subsequent UV irradiation. *Water Science and Technology* 47 (3), 157–162.
- Rajala-Mustonen RL, Toivola PS, Heinonen-Tanski H. (1997) Effect of peracetic acid and UV irradiation on the inactivation of coliphages in wastewater. *Water Sci Technol*;35:237–41.
- Sanchez-Ruiz C., Martinez-Royano S. y Tejero-Monzon I. (1995) An evaluation of the efficiency and impact of raw wastewater disinfection with peracetic acid prior to ocean discharge. *Water Sci Technol*;32:159–66.
- Scott, K. y Hughes, R. (1996) *Industrial Membrane Separation Technology*. Chapman & Hall. UK. pp. 1-17.
- Seguí, L. (2004). *Sistemas de Regeneración y Reutilización de Aguas Residuales. Metodología para el Análisis Técnico-Económico y Casos*. Tesis Doctoral. Departamento de Ingeniería Agroalimentaria y Biotecnología. Universidad Politécnica de Cataluña. <http://tdx.cesca.es>
- Shaban, A. M.; El-Taweel, G. E. y Ali, G. H. (1997) UV ability to inactivate microorganisms combined with factors affecting radiation. *Water Science and Technology*. 35 (11-12):107–112.
- Shaw, J., Malley, J. y Willoughby S. (2000) Effects of UV irradiation on organic matter. *Am. Water Works Association*. Vol. 92, No. 4. pp. 157-167.
- Singer P, Barry J, Palen G, Scivner A. (1981) Trihalomethane formation in North Carolina drinking waters. *J Am Water Works Assoc*;73(8):392 –401.
- Singer, Philip C. (1989) Formation and Control of Trihalomethanes. In: *Disinfection By-products: Current Perspectives*. *Am Water Works Assoc*; pp. 219-237.
- Sirivedhin, T. y Gray, K. A. (2005) Comparison of the disinfection by-product formation potentials between a wastewater effluent and surface waters. *Water Research*, 39; 1025-1036.
- Sobotka, J. (1993) The efficiency of water treatment and disinfection by means of ultraviolet radiation. *Water Sci. Tech*. Vol. 27, No. 3-4. pp. 343-346.
- Sotomayor Garza, Claudia Cecilia (1998) Estudio de la calidad y suministro del agua para consumo doméstico en el distrito de riego 03. Tesis para obtener el grado de maestro en ciencia con especialidad en ingeniería ambiental. IPN.

- Torres Romero, José Luis (2001) Potabilización del agua subterránea del valle del Mezquital mediante membranas para el suministro a la ciudad de México. Tesis para obtener el grado de maestro en Ingeniería Ambiental. Instituto de Ingeniería. UNAM. Pp VIII, 101-105.
- Trojan Engineering (1994) Ultraviolet disinfection system. Design manual for consulting engineers. Trojan technologies: 2-15.
- UNESCO (2003) Año Internacional del Agua Dulce 2003. http://www.wateryear2003.org/es/ev.php-URL_ID=1600&URL_DO=DO_TOPIC&URL_SECTION=201.html
- Van der Bruggen, B., Everaert, K., Wilms, D. y Vandecasteele, C. (2001) Application of nanofiltration for removal of pesticides, nitrate and hardness from ground water: rejection properties and economic evaluation. *Journal of Membrane Science* 193, pp. 239-248.
- Water Environment Research Foundation, WERF (1995) por Darby, J., Heath, M., Jacangelo, J., Loge, F., Swaim, P. y Tchobanoglous, G. Comparison of UV irradiation to chlorination: guidance for achieving optimal UV performance. Project 91-WWD-1.
- Waypa, J.J., Elimelech, M. y Hering, J.G. (1997) Arsenic removal by RO and NF membranes. *J. AWWA* 89 10, pp. 102-114.
- White, G. (1992) *Handbook of Chlorination and Alternative Disinfectants*. 4ta Edición. New Cork.
- Wolfe, Roy L. (1990) Ultraviolet disinfection of potable water. *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 24. No.6, pp. 768-773.
- Wright, H.B. y Cairns, W.L. (1998) Ultraviolet Light. CEPIS; OPS. Regional symposium on water quality: effective disinfection. Lima, CEPIS, 1998. <http://www.cepis.org.pe/bvsacg/i/fulltext/symposium/ponen10.pdf>
- Yoon, J., Choi, Y., Cho, S. y Lee, D. (2003). *The Science of the Total Environment* 302: 157-166.

ANEXOS

A. Anexo de resultados

Desinfección con ácido peracético

Tabla A1. Resultados de comportamiento de los CT con distintas dosis de APA.

Dosis mg/L	UFC/100 mL			Promedio	Desviación estándar
	22/10/2005	05/11/2005	26/11/2005		
0.0	44	31	119	65	47.5
0.3	23	27	49	33	14.0
0.5	16	21	17	18	2.6
0.8	7	9	5	7	2.0
1.0	3	2	4	3	1.0
1.3	1	2	3	2	1.0
1.5	0	1	2	1	1.0
2.0	0	0	0	0	0.0
3.0	0	0	0	0	0.0
5.0	0	0	0	0	0.0

Tabla A2. Resultados de comportamiento de los CF con distintas dosis de APA.

Dosis mg/L	UFC/100 mL			Promedio	Desviación estándar
	22/10/2005	05/11/2005	26/11/2005		
0.0	9	7	22	13	8.1
0.3	4	3	8	5	2.6
0.5	0	1	1	1	0.6
0.8	0	0	0	0	0.0
1.0	0	0	0	0	0.0
1.3	0	0	0	0	0.0
1.5	0	0	0	0	0.0
2.0	0	0	0	0	0.0
3.0	0	0	0	0	0.0
5.0	0	0	0	0	0.0

Desinfección con luz ultravioleta

Tabla A3. Resultados de comportamiento de los CT con distintas dosis de luz UV.

Dosis (mWs/cm ²)	UFC/100 mL					Promedio	Desviación estándar
	28/09/05	08/10/05	22/10/05	05/11/05	26/11/05		
0	41	47	64	30	119	60.2	35.1
2.48	19	15	27	19	57	27.4	17.1
3.72	13	9	31	10	17	16.0	8.9
4.96	10	6	11	6	14	9.4	3.4
6.20	6	6	15	4	10	8.2	4.4
7.44	2	1	8	2	8	4.2	3.5
8.68	1	2	2	0	7	2.4	2.7
9.92	0	0	1	0	1	0.4	0.5
12.40	0	0	0	0	0	0.0	0.0
17.36	0	0	0	0	0	0.0	0.0
24.80	0	0	0	0	0	0	0.0

Tabla A4. Resultados de comportamiento de los CF con distintas dosis de luz UV.

Dosis (mWs/cm ²)	UFC/100 mL					Promedio	Desviación estándar
	28/09/05	08/10/05	22/10/05	05/11/05	26/11/05		
0	14	8	8	5	22	11	6.8
2.48	8	3	2	3	12	6	4.2
3.72	5	1	3	2	5	3	1.8
4.96	2	2	2	1	4	2	1.0
6.20	0	0	1	1	3	1	1.4
7.44	0	0	0	0	1	0	0.3
8.68	0	0	0	0	0	0	0.0
9.92	0	0	0	0	0	0	0.0
12.40	0	0	0	0	0	0	0.0
17.36	0	0	0	0	0	0	0.0
24.80	0	0	0	0	0	0	0.0

Tabla A5. Resultados de comportamiento de los EF con distintas dosis de luz UV.

Dosis (mWs/cm ²)	UFC/100 mL					Promedio	Desviación estándar
	28/09/05*	08/10/05	22/10/05	05/11/05	26/11/05		
0		2	0	0	0	0.7	1.2
2.48		1	0	0	0	0.3	0.6
3.72		1	0	0	0	0.3	0.6
4.96		0	0	0	0	0.0	0.0
6.20		0	0	0	0	0.0	0.0
7.44		1	0	0	0	0.3	0.6
8.68		1	0	0	0	0.3	0.6
9.92		0	0	0	0	0.0	0.0
12.40		0	0	0	0	0.0	0.0
17.36		0	0	0	0	0.0	0.0
24.80		0	0	0	0	0.0	0.0

* En este muestreo no se realizó la prueba.

Tabla A6. Resultados del recrecimiento de los EF en presencia y ausencia de luz con una dosis inicial de radiación UV de 14.4 mW.s/cm².

Tiempo de exposición	UFC/100 mL con luz		Promedio	Desviación	UFC/100 mL sin luz		Promedio	Desviación
	1	2			1	2		
0	0	0	0	0.0	0	0	0	0.0
6	0	0	0	0.0	0	4	2	2.9
18	2	0	1	1.4	0	4	2	2.9
24	0	0	0	0.0	4	6	5	1.4
30	0	0	0	0.0	0	0	0	0.0
42	0	0	0	0.0	0	0	0	0.0
48	0	0	0	0.0	0	0	0	0.0

Desinfección con cloro

Tabla A7. Comportamiento de los CT con distintas dosis de cloro.

Dosis mg/L	UFC/100 mL					Promedio	Desviación estándar
	28/09/05	08/10/05	22/10/05	05/11/05	26/11/05		
0.0	41	47	64	30	119	60	35.1
0.3	0	0	0	0	0	0	0.0
0.6	0	0	0	0	0	0	0.0
0.8	0	0	0	0	0	0	0.0
1.0	0	0	0	0	0	0	0.0
1.2	0	0	0	0	0	0	0.0

Tabla A8. Comportamiento de los CF con distintas dosis de cloro.

Dosis mg/L	UFC/100 mL					Promedio	Desviación estándar
	28/09/05	08/10/05	22/10/05	05/11/05	26/11/05		
0.0	14	8	8	5	22	11	6.8
0.3	0	0	0	0	0	0	0.0
0.6	0	0	0	0	0	0	0.0
0.8	0	0	0	0	0	0	0.0
1.0	0	0	0	0	0	0	0.0
1.2	0	0	0	0	0	0	0.0

B. Anexo de estadística

Desinfección con Ácido Peracético

Para determinar si el factor dosis de ácido peracético así como el bloque fecha de muestreo influyen sobre los resultados se realizó un análisis de varianza (Tabla B1) en donde se plantearon las siguientes hipótesis:

$H_0 : \mu = \mu_2 = \dots = \mu = \mu >$ no hay diferencia significativa entre los tratamientos debido a la dosis de APA.

$H_A : \mu \neq \mu_j$ para algún $i \neq j$ al menos uno de los tratamientos es diferente

Tabla B1. Análisis de varianza para el decaimiento de CT empleando como factor distintas dosis de APA.

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	p-valor	Valor crítico para F
Dosis	12006.8	9	1334.08889	5.73034888	0.00083578	2.45628115
Muestreo	742.066667	2	371.033333	1.59370973	0.23054195	3.55455715
Error	4190.6	18	232.811111			
Total	16939.4667	29				

$\alpha = 0.05$

El p -valor para la dosis fue de 0.0008, por lo que al ser éste menor que α se rechaza H_0 y se dice que si hay diferencia entre los tratamientos debido al factor dosis de APA. En cambio, para el muestreo su p -valor fue de 0.22, siendo mayor que α , por lo que no hay diferencia en los resultados debido a la fecha de muestreo.

Para saber que tan significantes son las diferentes dosis se compararon sus medias por medio del método de Dunnett (Tabla B2) que compara cada una de las dosis con un control, en este caso el control es la ausencia de APA.

Tabla B2. Comparación de medias por medio de Dunnett para los CT empleando como factor distintas dosis de APA.

Variable dependiente: Coliformes totales

(I) Dosis de APA	(J) Dosis de APA	Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	Sig.	95% Intervalo de confianza	
					Límite inferior	Límite superior
.3	.0	-31.67	12.458	,116	-68.76	5.43
.5	.0	-46.67(*)	12.458	,010	-83.76	-9.57
.8	.0	-57.67(*)	12.458	,002	-94.76	-20.57
1.0	.0	-61.67(*)	12.458	,001	-98.76	-24.57
1.3	.0	-62.67(*)	12.458	,001	-99.76	-25.57
1.5	.0	-63.67(*)	12.458	,001	-100.76	-26.57
2.0	.0	-64.67(*)	12.458	,000	-101.76	-27.57
3.0	.0	-64.67(*)	12.458	,000	-101.76	-27.57
5.0	.0	-64.67(*)	12.458	,000	-101.76	-27.57

Basado sobre las medias observadas.

* La diferencia de medias es significativa.

Con respecto a los coliformes fecales las hipótesis planteadas fueron las siguientes:

$H_0 : \mu = \mu_2 = \dots = \mu = \mu >$ no hay diferencia significativa entre los tratamientos debido a la dosis de APA.

$H_A : \mu \neq \mu_j$ para algún $i \neq j$ al menos uno de los tratamientos es diferente

Tabla B3. Análisis de varianza para el decaimiento de CF empleando como factor distintas dosis de APA.

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	p-valor	Valor crítico para F
Dosis	456.833333	9	50.7592593	7.42416035	0.00016894	2.45628115
Muestreo	24.2666667	2	12.1333333	1.77464789	0.19794968	3.55455715
Error	123.066667	18	6.83703704			
Total	604.166667	29				

= 0.05

Obteniéndose el ANOVA (Tabla B3) en donde se presenta que el factor dosis si influye en los resultados ya que su p -valor es mayor que por lo que se rechaza la H_0 . Por otro lado, el muestreo con un p -valor de 0.19, el cual es mayor que , nos dice que no hay diferencia en los tratamientos debido al muestreo.

Tabla B4. Comparación de medias por medio de Dunnett para los CF empleando como factor distintas dosis de APA.

Variable dependiente: Coliformes fecales

(I) Dosis de APA	(J) Dosis de APA	Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	Sig.	95% Intervalo de confianza	
					Límite inferior	Límite inferior
.3	.0	-7.67(*)	2.135	,014	-14.02	-1.31
.5	.0	-12.00(*)	2.135	,000	-18.36	-5.64
.8	.0	-12.67(*)	2.135	,000	-19.02	-6.31
1.0	.0	-12.67(*)	2.135	,000	-19.02	-6.31
1.3	.0	-12.67(*)	2.135	,000	-19.02	-6.31
1.5	.0	-12.67(*)	2.135	,000	-19.02	-6.31
2.0	.0	-12.67(*)	2.135	,000	-19.02	-6.31
3.0	.0	-12.67(*)	2.135	,000	-19.02	-6.31
5.0	.0	-12.67(*)	2.135	,000	-19.02	-6.31

Basado sobre las medias observadas.

* La diferencia de medias es significativa.

Desinfección con luz ultravioleta

Para verificar si la dosis de luz UV y el bloque fecha de muestreo influyen sobre los resultados se realizó un ANOVA (Tabla B5) en donde las hipótesis planteadas fueron las siguientes:

$$H_0 : \mu_1 = \mu_2 = \dots = \mu_k = \mu > \text{ no hay diferencia significativa entre los tratamientos debido a la dosis de luz UV}$$

$$H_A : \mu_i \neq \mu_j \text{ para algún } i \neq j > \text{ al menos uno de los tratamientos es diferente}$$

Tabla B5. Análisis de varianza para el decaimiento de CT empleando distintas dosis de luz UV.

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	p-valor	Valor crítico para F
Dosis de UV	16579.2364	10	1657.92364	13.3756473	6.9069E-10	2.07724805
Muestreo	1663.16364	4	415.790909	3.35448051	0.01850662	2.60597495
Error	4958.03636	40	123.950909			
Total	23200.4364	54				

=0.05

Para la dosis de UV se observa que el p -valor de 6.9×10^{-10} es menor que , por lo que se rechaza H_0 y se dice que si hay diferencia entre los tratamientos. En lo que respecta al muestreo sobre su influencia en los resultados,

en el ANOVA se determinó que su p -valor de 0.018 es menor que $\alpha = 0.05$ por lo que también tiene influencia sobre los resultados.

Para saber que tan significantes son las influencias de factor y del bloque se realizó una comparación de medias para las distintas dosis de luz UV (Tabla B6) y para la fecha de muestreo (Tabla B7).

Tabla B6. Comparación de medias (Dunnett) para los CT empleando como factor distintas dosis de luz UV.

Variable dependiente: Coliformes totales

(I) Dosis de luz UV	(J) Dosis de luz UV	Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	Sig.	95% Intervalo de confianza	
					Límite inferior	Límite inferior
2.48	0	-32.80(*)	7.041	,000	-52.83	-12.77
3.72	0	-44.20(*)	7.041	,000	-64.23	-24.17
4.96	0	-50.80(*)	7.041	,000	-70.83	-30.77
6.20	0	-52.00(*)	7.041	,000	-72.03	-31.97
7.44	0	-56.00(*)	7.041	,000	-76.03	-35.97
8.68	0	-57.80(*)	7.041	,000	-77.83	-37.77
9.92	0	-59.80(*)	7.041	,000	-79.83	-39.77
12.40	0	-60.20(*)	7.041	,000	-80.23	-40.17
17.36	0	-60.20(*)	7.041	,000	-80.23	-40.17
24.80	0	-60.20(*)	7.041	,000	-80.23	-40.17

Basado sobre las medias observadas.

* La diferencia de medias es significativa.

Tabla B7. Comparación de medias por medio de LSD para los CT empleando como bloque las diferentes fechas de muestreo.

Variable dependiente: Coliformes totales

(I) Fecha de muestreo	(J) Fecha de muestreo	Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	Sig.	95% Intervalo de confianza	
					Límite inferior	Límite inferior
28/09/05	08/10/05	.55	4.747	,909	-9.05	10.14
28/09/05	22/10/05	-6.09	4.747	,207	-15.69	3.50
28/09/05	05/11/05	1.91	4.747	,690	-7.69	11.50
28/09/05	26/11/05	-12.82(*)	4.747	,010	-22.41	-3.22
08/10/05	22/10/05	-6.64	4.747	,170	-16.23	2.96
08/10/05	05/11/05	1.36	4.747	,775	-8.23	10.96
08/10/05	26/11/05	-13.36(*)	4.747	,008	-22.96	-3.77
22/10/05	05/11/05	8.00	4.747	,100	-1.59	17.59
22/10/05	26/11/05	-6.73	4.747	,164	-16.32	2.87
05/11/05	26/11/05	-14.73(*)	4.747	,004	-24.32	-5.13

Basado sobre las medias observadas.

* La diferencia de medias es significativa.

En cuanto a la reactivación, el ANOVA se muestra en la Tabla B8, en donde se obtiene que el p -valor para el tiempo de exposición es de 9.7×10^{-5} siendo por lo tanto menor que $\alpha = 0.05$ por lo que se concluye que el tiempo de exposición influye sobre la variación de los CT. La comparación de medias por medio de LSD sobre los distintos tiempos de exposición se observan en la Tabla B9.

Tabla B8. Análisis de varianza para la reactivación de CT en presencia de luz.

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	p-valor	Valor crítico para F
Tiempo de exposición	4585.90476	6	764.31746	13.6407932	9.7071E-05	2.99612038
Con luz (réplica)	164.952381	2	82.4761905	1.47195467	0.26810328	3.88529383
Error	672.380952	12	56.031746			
Total	5423.2381	20				

$\alpha = 0.05$

Por otro lado, en el ANOVA arroja que no hay influencia en la réplica sobre los resultados ya que su p -valor = 0.28 es mayor que .

Tabla B9. Comparación de medias (LSD) para la reactivación de los CT empleando como factor el tiempo de exposición a la luz solar.

Variable dependiente: Coliformes totales

(I) Tiempo de exposición	(J) Tiempo de exposición	Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	Sig.	95% Intervalo de confianza	
					Límite inferior	Límite inferior
0	6	-24.67(*)	6.315	,002	-38.21	-11.12
0	12	-33.33(*)	6.315	,000	-46.88	-19.79
0	24	-26.00(*)	6.315	,001	-39.54	-12.46
0	30	-43.33(*)	6.315	,000	-56.88	-29.79
0	36	-49.33(*)	6.315	,000	-62.88	-35.79
0	48	-34.67(*)	6.315	,000	-48.21	-21.12
6	12	-8.67	6.315	,191	-22.21	4.88
6	24	-1.33	6.315	,836	-14.88	12.21
6	30	-18.67(*)	6.315	,010	-32.21	-5.12
6	36	-24.67(*)	6.315	,002	-38.21	-11.12
6	48	-10.00	6.315	,136	-23.54	3.54
12	24	7.33	6.315	,265	-6.21	20.88
12	30	-10.00	6.315	,136	-23.54	3.54
12	36	-16.00(*)	6.315	,024	-29.54	-2.46
12	48	-1.33	6.315	,836	-14.88	12.21
24	30	-17.33(*)	6.315	,016	-30.88	-3.79
24	36	-23.33(*)	6.315	,002	-36.88	-9.79
24	48	-8.67	6.315	,191	-22.21	4.88
30	36	-6.00	6.315	,358	-19.54	7.54
30	48	8.67	6.315	,191	-4.88	22.21
36	48	14.67(*)	6.315	,036	1.12	28.21

Basado sobre las medias observadas.

* La diferencia de medias es significativa.

En cuanto a los CF, para verificar si las dosis de luz UV así como el muestreo influyen sobre los resultados se realizó un análisis de varianza (Tabla B10) planteándose las siguientes hipótesis:

$H_0 : \mu = \mu_2 = \dots = \mu = \mu >$ no hay diferencia significativa entre los tratamientos debido a la dosis de luz UV

$H_A : \mu \neq \mu_j$ para algún $i > j >$ al menos uno de los tratamientos es diferente

Tabla B10. Análisis de varianza para el decaimiento de CF empleando distintas dosis de luz UV.

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	p-valor	Valor crítico para F
Dosis de luz UV	634.509091	10	63.4509091	11.210408	8.4065E-09	2.07724805
Muestreo	74	4	18.5	3.26855124	0.02071799	2.60597495
Error	226.4	40	5.66			
Total	934.909091	54				

=0.05

En la tabla anterior se observa que el factor dosis de luz UV tiene un p -valor = 8.4×10^{-9} menor que , por lo que se rechaza H_0 y se dice que si hay diferencia entre los tratamientos debido al factor. Y con respecto al bloque (muestreo) se determinó que también influye sobre los resultados ya que tiene un p -valor de 0.02. La comparación de medias del factor y del bloque se muestra en la Tabla B11 y B12, respectivamente.

Tabla B11. Comparación de medias (Dunnett) para los CF empleando como factor distintas dosis de luz UV.

Variable dependiente: Coliformes fecales

(I) Dosis de luz UV	(J) Dosis de luz UV	Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	Sig.	95% Intervalo de confianza	
					Límite inferior	Límite inferior
2.48	0	-5.80(*)	1.505	,003	-10.08	-1.52
3.72	0	-7.80(*)	1.505	,000	-12.08	-3.52
4.96	0	-8.60(*)	1.505	,000	-12.88	-4.32
6.20	0	-10.20(*)	1.505	,000	-14.48	-5.92
7.44	0	-11.00(*)	1.505	,000	-15.28	-6.72
8.68	0	-11.40(*)	1.505	,000	-15.68	-7.12
9.92	0	-11.40(*)	1.505	,000	-15.68	-7.12
12.40	0	-11.40(*)	1.505	,000	-15.68	-7.12
17.36	0	-11.40(*)	1.505	,000	-15.68	-7.12
24.80	0	-11.40(*)	1.505	,000	-15.68	-7.12

Basado sobre las medias observadas.

* La diferencia de medias es significativa.

Tabla B12. Comparación de medias (LSD) para los CF empleando como bloque las diferentes fechas de muestreo.

Variable dependiente: Coliformes fecales

(I) Fecha de muestreo	(J) Fecha de muestreo	Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	Sig.	95% Intervalo de confianza	
					Límite inferior	Límite inferior
28/09/05	08/10/05	1.45	1.014	,159	-.60	3.50
28/09/05	22/10/05	.45	1.014	,657	-1.60	2.50
28/09/05	05/11/05	1.55	1.014	,136	-.50	3.60
28/09/05	26/11/05	-1.64	1.014	,115	-3.69	.41
08/10/05	22/10/05	-1.00	1.014	,330	-3.05	1.05
08/10/05	05/11/05	.09	1.014	,929	-1.96	2.14
08/10/05	26/11/05	-3.09(*)	1.014	,004	-5.14	-1.04
22/10/05	05/11/05	1.09	1.014	,289	-.96	3.14
22/10/05	26/11/05	-2.09(*)	1.014	,046	-4.14	-.04
05/11/05	26/11/05	-3.18(*)	1.014	,003	-5.23	-1.13

Basado sobre las medias observadas.

* La diferencia de medias es significativa.

El análisis de varianza aplicado al comportamiento de los EF se muestra en la Tabla B13 en donde las hipótesis planteadas fueron:

$$H_0 : \mu_1 = \mu_2 = \dots = \mu_j = \mu > \text{ no hay diferencia significativa entre los tratamientos debido a la dosis de luz UV}$$

$$H_A : \mu_i \neq \mu_j \text{ para algún } i, j > \text{ al menos uno de los tratamientos es diferente}$$

Tabla B13. Análisis de varianza para el decaimiento de EF empleando distintas dosis de luz UV.

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	p-valor	Valor crítico para F
Dosis de luz UV	1.18181818	10	0.11818182	1	0.46542429	2.16457992
Muestreo	2.45454545	3	0.81818182	6.92307692	0.00111764	2.92227719
Error	3.54545455	30	0.11818182			
Total	7.18181818	43				

=0.05

El ANOVA arroja que no hay diferencia en los tratamientos debido a la dosis de luz UV ya que su p -valor = 0.465 el cual es mayor que α por lo que se acepta H_0 . En cambio, la fecha de muestreo con un p -valor = 0.0011 menor que α , si influye en el comportamiento de los EF. La comparación de medias para la fecha de muestreo se observa en la Tabla B14.

Tabla B14. Anexo de la comparación de medias para los EF empleando como bloque las diferentes fechas de muestreo.

Variable dependiente: *Estreptococos fecales*

(I) Fecha de muestreo	(J) Fecha de muestreo	Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	Sig.	95% Intervalo de confianza	
					Límite inferior	Límite superior
08/10/05	22/10/05	.55(*)	.147	,001	.25	.84
08/10/05	05/11/05	.55(*)	.147	,001	.25	.84
08/10/05	26/11/05	.55(*)	.147	,001	.25	.84
22/10/05	05/11/05	.00	.147	1,000	-.30	.30
22/10/05	26/11/05	.00	.147	1,000	-.30	.30
05/11/05	26/11/05	.00	.147	1,000	-.30	.30

Basado sobre las medias observadas.

* La diferencia de medias es significativa.

Para los resultados de la reactivación de los EF se realizó un análisis de varianza de la influencia del tiempo de exposición en presencia de luz solar (Tabla B15) como en ausencia de esta (Tabla B16).

Tabla B15. Análisis de varianza para la reactivación de EF en presencia de luz.

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	p-valor	Valor crítico para F
Tiempo de exposición	1.71428571	6	0.28571429	1	0.5	4.28386571
Con luz (réplica)	0.28571429	1	0.28571429	1	0.35591768	5.98737758
Error	1.71428571	6	0.28571429			
Total	3.71428571	13				

=0.05

Tabla B16. Análisis de varianza para la reactivación de EF en ausencia de luz.

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	p-valor	Valor crítico para F
Tiempo de exposición	42.8571429	6	7.14285714	3.94736842	0.05956708	4.28386571
Sin luz (réplica)	7.14285714	1	7.14285714	3.94736842	0.09413277	5.98737758
Error	10.8571429	6	1.80952381			
Total	60.8571429	13				

=0.05

Observándose que en ninguna de las dos tablas anteriores hay influencia del factor (presencia o ausencia a la luz solar) sobre los resultados ya que el p -valor fue mayor que .

Desinfección con cloro

Para conocer la influencia del factor dosis así como de la fecha de muestreo sobre los resultados se aplicó un análisis de varianza, en donde se plantearon las hipótesis siguientes:

$H_0 : \mu_1 = \mu_2 = \dots = \mu_j = \mu_k$ no hay diferencia significativa entre los tratamientos debido a la dosis de cloro

$H_A : \mu_i \neq \mu_j$ para algún $i > j$ al menos uno de los tratamientos es diferente

El análisis de varianza (Tabla B17) muestra que si hubo diferencia significativa debido a la dosis de cloro empleada para la eliminación de CT ya que su p -valor de 4.089×10^{-6} es menor que por lo que se rechaza H_0 , en cuanto al bloque (fecha de muestreo) se encontró que éste no influye sobre los resultados ya que el p -valor (0.43) es mayor que . En la Tabla B18 se hace la comparación de medias.

Tabla B17. Análisis de varianza para el decaimiento de CT empleando distintas dosis de cloro.

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	p-valor	Valor crítico para F
Dosis	15100.1667	5	3020.03333	14.7115369	4.0892E-06	2.71088984
Muestreo	821.133333	4	205.283333	1	0.43068155	2.8660814
Error	4105.66667	20	205.283333			
Total	20026.9667	29				

=0.05

Tabla B18. Comparación de medias (Dunnett) para los CT empleando como factor distintas dosis de cloro.

Variable dependiente: Coliformes totales

(I) Dosis de cloro	(J) Dosis de cloro	Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	Sig.	95% Intervalo de confianza	
					Límite inferior	Límite superior
.3	.0	-60.20(*)	9.062	,000	-84.98	-35.42
.6	.0	-60.20(*)	9.062	,000	-84.98	-35.42
.8	.0	-60.20(*)	9.062	,000	-84.98	-35.42
1.0	.0	-60.20(*)	9.062	,000	-84.98	-35.42
1.2	.0	-60.20(*)	9.062	,000	-84.98	-35.42

Basado sobre las medias observadas.

* La diferencia de medias es significativa.

Ahora con respecto a los CF, para conocer si el factor dosis y la fecha de muestreo tuvieron influencia sobre los resultados se aplicó un análisis de varianza, planteándose las hipótesis siguientes:

$$H_0 : \mu_1 = \mu_2 = \dots = \mu_j = \mu > \text{no hay diferencia significativa entre los tratamientos debido a la dosis de cloro}$$

$$H_A : \mu_i \neq \mu_j \text{ para algún } i, j > \text{al menos uno de los tratamientos es diferente}$$

Tabla B19. Análisis de varianza para el decaimiento de CF empleando distintas dosis de cloro.

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	p-valor	Valor crítico para F
Dosis	541.5	5	108.3	14.1877729	5.3753E-06	2.71088984
Muestreo	30.5333333	4	7.63333333	1	0.43068155	2.8660814
Error	152.666667	20	7.63333333			
Total	724.7	29				

=0.05

La Tabla B19 muestra que no hay diferencia en la variable de respuesta con respecto a la fecha de muestreo ya que el p -valor de 0.43 es mayor que α , pero si en la dosis de cloro aplicada (p -valor = 5.375×10^{-6}) por lo que se rechaza H_0 . La comparación de medias para el factor de las distintas dosis de cloro se presenta en la Tabla B20.

Tabla B20. Comparación de medias (Dunnett) para los CF empleando como factor distintas dosis de cloro.

Variable dependiente: Coliformes fecales

(I) Dosis de cloro	(J) Dosis de cloro	Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	Sig.	95% Intervalo de confianza	
					Límite inferior	Límite superior
.3	.0	-11.40(*)	1.747	,000	-16.18	-6.62
.6	.0	-11.40(*)	1.747	,000	-16.18	-6.62
.8	.0	-11.40(*)	1.747	,000	-16.18	-6.62
1.0	.0	-11.40(*)	1.747	,000	-16.18	-6.62
1.2	.0	-11.40(*)	1.747	,000	-16.18	-6.62

Basado sobre las medias observadas.

* La diferencia de medias es significativa.

En la demanda de cloro, para evaluar si los factores: cantidad de cloro dosificado y tiempo de contacto tienen influencia sobre los resultados, se realizó un análisis de varianza en donde las hipótesis planteadas fueron:

$H_0 : \mu = \mu_2 = \dots = \mu = \mu >$ no hay diferencia significativa entre los tratamientos debido a la dosis de cloro

$H_0 : \mu = \mu_2 = \dots = \mu = \mu >$ no hay diferencia significativa entre los tratamientos debido al tiempo de contacto

$H_A : \mu = \mu_j$ para algún $i \neq j$ al menos uno de los tratamientos es diferente debido a la dosis de cloro

$H_A : \mu = \mu_j$ para algún $i \neq j$ al menos uno de los tratamientos es diferente debido al tiempo de contacto

En el ANOVA (Tabla B21) se muestra que el tiempo de contacto sí ejerce influencia en la desinfección ya que su p -valor (1.85×10^{-46}) es menor que α por lo que se rechaza H_0 . En cuanto a la dosis de cloro aplicada su p -valor es de 2.10×10^{-76} y al ser menor que α se dice que también tiene influencia sobre los resultados del cloro residual libre por lo que se rechaza H_0 . En las Tablas B22 y B23 se muestra la comparación de medias para los factores dosis de cloro y tiempo de contacto, respectivamente.

Tabla B21. Análisis de varianza para los factores (tiempo de contacto y dosis) sobre el cloro residual libre del agua del manantial.

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	p-valor	Valor crítico para F
Tiempo contacto	9.223884	2	4.611942	287.020558	1.8525E-46	3.0717794
Dosis	40.9438107	9	4.5493123	283.122848	2.1066E-76	1.9587633
Interacción	2.28468933	18	0.12692719	7.89921285	2.6737E-13	1.6904322
Error	1.9282	120	0.01606833			
Total	54.380584	149				

$\alpha = 0.05$

Y con respecto a la interacción dosis de cloro y tiempo de contacto se encontró que al tener un p -valor = 2.67×10^{-13} influye sobre la variable de respuesta, por lo que se graficaron sus factores (Figura B1) para observar la influencia.

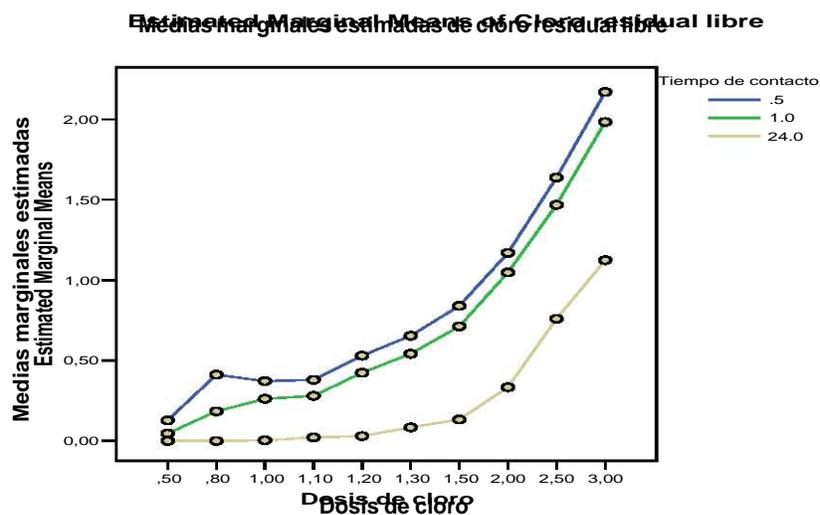


Figura B1. Interacción de la dosis de cloro y tiempo de contacto

Tabla B22. Comparación de medias (LSD) para el cloro residual libre empleando como factor la dosis de cloro y tiempo de contacto.

Variable dependiente: Cloro residual libre

(I) Tiempo de contacto	(J) Tiempo de contacto	Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	Sig.	95% Intervalo de confianza	
					Límite inferior	Límite superior
.5	1.0	.1344(*)	.02535	,000	.0842	.1846
.5	24.0	.5802(*)	.02535	,000	.5300	.6304
1.0	24.0	.4458(*)	.02535	,000	.3956	.4960

Basado sobre las medias observadas.

* La diferencia de medias es significativa.

Tabla B23. Comparación de medias (LSD) para el cloro residual libre empleando como factor la dosis de cloro y tiempo de contacto.

Variable dependiente: Cloro residual libre

(I) Dosis de cloro	(J) Dosis de cloro	Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	Sig.	95% Intervalo de confianza	
					Límite inferior	Límite superior
.50	.80	-.1407(*)	.04629	,003	-.2323	-.0490
.50	1.00	-.1547(*)	.04629	,001	-.2463	-.0630
.50	1.10	-.1693(*)	.04629	,000	-.2610	-.0777
.50	1.20	-.2700(*)	.04629	,000	-.3616	-.1784
.50	1.30	-.3687(*)	.04629	,000	-.4603	-.2770
.50	1.50	-.5040(*)	.04629	,000	-.5956	-.4124
.50	2.00	-.7927(*)	.04629	,000	-.8843	-.7010
.50	2.50	-1.2307(*)	.04629	,000	-1.3223	-1.1390
.50	3.00	-1.7013(*)	.04629	,000	-1.7930	-1.6097
.80	1.00	-.0140	.04629	,763	-.1056	.0776
.80	1.10	-.0287	.04629	,537	-.1203	.0630
.80	1.20	-.1293(*)	.04629	,006	-.2210	-.0377
.80	1.30	-.2280(*)	.04629	,000	-.3196	-.1364
.80	1.50	-.3633(*)	.04629	,000	-.4550	-.2717
.80	2.00	-.6520(*)	.04629	,000	-.7436	-.5604
.80	2.50	-1.0900(*)	.04629	,000	-1.1816	-.9984
.80	3.00	-1.5607(*)	.04629	,000	-1.6523	-1.4690
1.00	1.10	-.0147	.04629	,752	-.1063	.0770
1.00	1.20	-.1153(*)	.04629	,014	-.2070	-.0237
1.00	1.30	-.2140(*)	.04629	,000	-.3056	-.1224
1.00	1.50	-.3493(*)	.04629	,000	-.4410	-.2577
1.00	2.00	-.6380(*)	.04629	,000	-.7296	-.5464
1.00	2.50	-1.0760(*)	.04629	,000	-1.1676	-.9844
1.00	3.00	-1.5467(*)	.04629	,000	-1.6383	-1.4550
1.10	1.20	-.1007(*)	.04629	,032	-.1923	-.0090
1.10	1.30	-.1993(*)	.04629	,000	-.2910	-.1077
1.10	1.50	-.3347(*)	.04629	,000	-.4263	-.2430
1.10	2.00	-.6233(*)	.04629	,000	-.7150	-.5317
1.10	2.50	-1.0613(*)	.04629	,000	-1.1530	-.9697
1.10	3.00	-1.5320(*)	.04629	,000	-1.6236	-1.4404
1.20	1.30	-.0987(*)	.04629	,035	-.1903	-.0070
1.20	1.50	-.2340(*)	.04629	,000	-.3256	-.1424
1.20	2.00	-.5227(*)	.04629	,000	-.6143	-.4310
1.20	2.50	-.9607(*)	.04629	,000	-1.0523	-.8690
1.20	3.00	-1.4313(*)	.04629	,000	-1.5230	-1.3397
1.30	1.50	-.1353(*)	.04629	,004	-.2270	-.0437
1.30	2.00	-.4240(*)	.04629	,000	-.5156	-.3324
1.30	2.50	-.8620(*)	.04629	,000	-.9536	-.7704
1.30	3.00	-1.3327(*)	.04629	,000	-1.4243	-1.2410
1.50	2.00	-.2887(*)	.04629	,000	-.3803	-.1970
1.50	2.50	-.7267(*)	.04629	,000	-.8183	-.6350
1.50	3.00	-1.1973(*)	.04629	,000	-1.2890	-1.1057
2.00	2.50	-.4380(*)	.04629	,000	-.5296	-.3464
2.00	3.00	-.9087(*)	.04629	,000	-1.0003	-.8170
2.50	3.00	-.4707(*)	.04629	,000	-.5623	-.3790

Basado sobre las medias observadas.

* La diferencia de medias es significativa.

En el cloro residual combinado, para determinar si los factores dosis de cloro y tiempos de contacto influyen sobre los resultados, se aplicó un análisis de varianza en donde se obtuvo la Tabla B24 la cual muestra que el tiempo de contacto (p -valor = 0.44 >) no influye sobre la cantidad de cloro residual combinado al igual que la interacción dosis/tiempo de contacto (p -valor = 0.08 >), pero las distintas dosis sí ejercen influencia sobre éste ya que el p -valor = 5.86×10^{-30} es menor que ; en la Tabla B25 se muestra la comparación de medias para este factor.

Tabla B24. Análisis de varianza para los factores (tiempo de contacto y dosis) sobre el cloro residual combinado del agua del manantial.

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	p-valor	Valor crítico para F
Tiempo contacto	0.00192933	2	0.00096467	0.81246491	0.44618874	3.0717794
Dosis	0.38229933	9	0.0424777	35.775719	5.8629E-30	1.9587633
Interacción	0.03303067	18	0.00183504	1.54551126	0.0860591	1.6904322
Error	0.14248	120	0.00118733			
Total	0.55973933	149				

= 0.05

Tabla B25. Comparación de medias (LSD) para el cloro residual combinado empleando como factor la dosis de cloro.

Variable dependiente: Cloro residual combinado

(I) Dosis de cloro	(J) Dosis de cloro	Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	Sig.	95% Intervalo de confianza	
					Límite inferior	Límite superior
.50	.80	-.0200	.01258	,115	-.0449	.0049
.50	1.00	-.0533(*)	.01258	,000	-.0782	-.0284
.50	1.10	-.0513(*)	.01258	,000	-.0762	-.0264
.50	1.20	-.0720(*)	.01258	,000	-.0969	-.0471
.50	1.30	-.0900(*)	.01258	,000	-.1149	-.0651
.50	1.50	-.1047(*)	.01258	,000	-.1296	-.0798
.50	2.00	-.1253(*)	.01258	,000	-.1502	-.1004
.50	2.50	-.1500(*)	.01258	,000	-.1749	-.1251
.50	3.00	-.1593(*)	.01258	,000	-.1842	-.1344
.80	1.00	-.0333(*)	.01258	,009	-.0582	-.0084
.80	1.10	-.0313(*)	.01258	,014	-.0562	-.0064
.80	1.20	-.0520(*)	.01258	,000	-.0769	-.0271
.80	1.30	-.0700(*)	.01258	,000	-.0949	-.0451
.80	1.50	-.0847(*)	.01258	,000	-.1096	-.0598
.80	2.00	-.1053(*)	.01258	,000	-.1302	-.0804
.80	2.50	-.1300(*)	.01258	,000	-.1549	-.1051
.80	3.00	-.1393(*)	.01258	,000	-.1642	-.1144
1.00	1.10	.0020	.01258	,874	-.0229	.0269
1.00	1.20	-.0187	.01258	,141	-.0436	.0062
1.00	1.30	-.0367(*)	.01258	,004	-.0616	-.0118
1.00	1.50	-.0513(*)	.01258	,000	-.0762	-.0264
1.00	2.00	-.0720(*)	.01258	,000	-.0969	-.0471
1.00	2.50	-.0967(*)	.01258	,000	-.1216	-.0718
1.00	3.00	-.1060(*)	.01258	,000	-.1309	-.0811
1.10	1.20	-.0207	.01258	,103	-.0456	.0042
1.10	1.30	-.0387(*)	.01258	,003	-.0636	-.0138
1.10	1.50	-.0533(*)	.01258	,000	-.0782	-.0284
1.10	2.00	-.0740(*)	.01258	,000	-.0989	-.0491
1.10	2.50	-.0987(*)	.01258	,000	-.1236	-.0738
1.10	3.00	-.1080(*)	.01258	,000	-.1329	-.0831
1.20	1.30	-.0180	.01258	,155	-.0429	.0069
1.20	1.50	-.0327(*)	.01258	,011	-.0576	-.0078
1.20	2.00	-.0533(*)	.01258	,000	-.0782	-.0284
1.20	2.50	-.0780(*)	.01258	,000	-.1029	-.0531
1.20	3.00	-.0873(*)	.01258	,000	-.1122	-.0624
1.30	1.50	-.0147	.01258	,246	-.0396	.0102

1.30	2.00	-.0353(*)	.01258	,006	-.0602	-.0104
1.30	2.50	-.0600(*)	.01258	,000	-.0849	-.0351
1.30	3.00	-.0693(*)	.01258	,000	-.0942	-.0444
1.50	2.00	-.0207	.01258	,103	-.0456	.0042
1.50	2.50	-.0453(*)	.01258	,000	-.0702	-.0204
1.50	3.00	-.0547(*)	.01258	,000	-.0796	-.0298
2.00	2.50	-.0247	.01258	,052	-.0496	.0002
2.00	3.00	-.0340(*)	.01258	,008	-.0589	-.0091
2.50	3.00	-.0093	.01258	,460	-.0342	.0156

Basado sobre las medias observadas.

* La diferencia de medias es significativa.

Nanofiltración

Los resultados de la demanda de cloro del permeado de la NF, se analizaron con un ANOVA para comprobar si influyen en estos los factores dosis de cloro y tiempo de contacto, planteándose las siguientes hipótesis:

$H_0 : \mu_1 = \mu_2 = \dots = \mu_k = \mu >$ no hay diferencia significativa entre los tratamientos debido a la dosis de cloro

$H_0 : \mu_1 = \mu_2 = \dots = \mu_k = \mu >$ no hay diferencia significativa entre los tratamientos debido al tiempo de contacto

$H_A : \mu_i \neq \mu_j$ para algún $i, j >$ al menos uno de los tratamientos es diferente debido a la dosis de cloro

$H_A : \mu_i \neq \mu_j$ para algún $i, j >$ al menos uno de los tratamientos es diferente debido al tiempo de contacto

Obteniéndose la Tabla B26, en donde se muestra que si hay influencia tanto del tiempo de contacto y de la dosis sobre la variable de respuesta (cloro residual libre) ya que el p -valor fue de 1.12×10^{-30} y 1.645×10^{-116} respectivamente, siendo ambos menores que α , por lo que se rechaza H_0 . Sin embargo, de la misma tabla se observa que no hay influencia por la interacción entre los dos factores ya que el p -valor = 0.85 es mayor que α .

Tabla B26. Análisis de varianza para los factores (tiempo de contacto y dosis) sobre el cloro residual libre del permeado de la nanofiltración.

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	p-valor	Valor crítico para F
Tiempo de contacto	0.39303345	2	0.19651673	129.37726	1.1205E-30	3.0717794
Dosis	18.7457764	9	2.08286405	1371.25856	1.645E-116	1.9587633
Interacción	0.01772641	18	0.0009848	0.64834594	0.85417366	1.6904322
Error	0.1822732	120	0.00151894			
Total	19.3388095	149				

$\alpha = 0.05$

La comparación de medias para el factor tiempo de contacto y dosis se presentan en las Tablas B27 y B28, respectivamente.

Tabla B27. Comparación de medias (LSD) para el cloro residual libre empleando como factor el tiempo de contacto.

Variable dependiente: Cloro residual libre

(I) Tiempo de contacto	(J) Tiempo de contacto	Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	Sig.	95% Intervalo de confianza	
					Límite inferior	Límite superior
.5	1.0	.0362(*)	.00795	,000	.0205	.0519
.5	24.0	.1241(*)	.00795	,000	.1084	.1398
1.0	24.0	.0879(*)	.00795	,000	.0722	.1036

Basado sobre las medias observadas.

* La diferencia de medias es significativa.

Tabla B28. Comparación de medias (LSD) para el cloro residual libre empleando como factor la dosis de cloro.

Variable dependiente: Cloro residual libre

(I) Tiempo de contacto	(J) Tiempo de contacto	Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	Sig.	95% Intervalo de confianza	
					Límite inferior	Límite superior
.3	.4	-.1093(*)	.01451	,000	-.1381	-.0806
.3	.5	-.1793(*)	.01451	,000	-.2081	-.1506
.3	.6	-.3020(*)	.01451	,000	-.3307	-.2733
.3	.7	-.3947(*)	.01451	,000	-.4234	-.3659
.3	.8	-.5127(*)	.01451	,000	-.5414	-.4839
.3	.9	-.5867(*)	.01451	,000	-.6154	-.5579
.3	1.0	-.7013(*)	.01451	,000	-.7301	-.6726
.3	1.3	-.9857(*)	.01451	,000	-1.0144	-.9569
.3	1.5	-1.1353(*)	.01451	,000	-1.1641	-1.1066
.4	.5	-.0700(*)	.01451	,000	-.0987	-.0413
.4	.6	-.1927(*)	.01451	,000	-.2214	-.1639
.4	.7	-.2853(*)	.01451	,000	-.3141	-.2566
.4	.8	-.4033(*)	.01451	,000	-.4321	-.3746
.4	.9	-.4773(*)	.01451	,000	-.5061	-.4486
.4	1.0	-.5920(*)	.01451	,000	-.6207	-.5633
.4	1.3	-.8763(*)	.01451	,000	-.9051	-.8476
.4	1.5	-1.0260(*)	.01451	,000	-1.0547	-.9973
.5	.6	-.1227(*)	.01451	,000	-.1514	-.0939
.5	.7	-.2153(*)	.01451	,000	-.2441	-.1866
.5	.8	-.3333(*)	.01451	,000	-.3621	-.3046
.5	.9	-.4073(*)	.01451	,000	-.4361	-.3786
.5	1.0	-.5220(*)	.01451	,000	-.5507	-.4933
.5	1.3	-.8063(*)	.01451	,000	-.8351	-.7776
.5	1.5	-.9560(*)	.01451	,000	-.9847	-.9273
.6	.7	-.0927(*)	.01451	,000	-.1214	-.0639
.6	.8	-.2107(*)	.01451	,000	-.2394	-.1819
.6	.9	-.2847(*)	.01451	,000	-.3134	-.2559
.6	1.0	-.3993(*)	.01451	,000	-.4281	-.3706
.6	1.3	-.6837(*)	.01451	,000	-.7124	-.6549
.6	1.5	-.8333(*)	.01451	,000	-.8621	-.8046
.6	.7	-.0927(*)	.01451	,000	-.1214	-.0639
.7	.8	-.1180(*)	.01451	,000	-.1467	-.0893
.7	.9	-.1920(*)	.01451	,000	-.2207	-.1633
.7	1.0	-.3067(*)	.01451	,000	-.3354	-.2779
.7	1.3	-.5910(*)	.01451	,000	-.6197	-.5623
.7	1.5	-.7407(*)	.01451	,000	-.7694	-.7119
.8	.9	-.0740(*)	.01451	,000	-.1027	-.0453
.8	1.0	-.1887(*)	.01451	,000	-.2174	-.1599
.8	1.3	-.4730(*)	.01451	,000	-.5017	-.4443
.8	1.5	-.6227(*)	.01451	,000	-.6514	-.5939
.9	1.0	-.1147(*)	.01451	,000	-.1434	-.0859
.9	1.3	-.3990(*)	.01451	,000	-.4277	-.3703
.9	1.5	-.5487(*)	.01451	,000	-.5774	-.5199
1.0	1.3	-.2843(*)	.01451	,000	-.3131	-.2556
1.0	1.5	-.4340(*)	.01451	,000	-.4627	-.4053
1.3	1.5	-.1497(*)	.01451	,000	-.1784	-.1209

Basado sobre las medias observadas.

* La diferencia de medias es significativa.

Con respecto a los resultados del cloro residual combinado del permeado de la NF, se le aplicó un ANOVA (Tabla B29) en donde muestra que ni la dosis de cloro empleada ni la interacción de los factores influyen sobre los resultados, en cambio el tiempo de contacto (p -valor = 0.02) es menor que por lo que éste factor si tiene influencia sobre el cloro residual combinado obtenido; por lo que se le aplicó una comparación de medias a este factor, el cual se muestra en la Tabla B30.

Tabla B29. Análisis de varianza para los factores (tiempo de contacto y dosis) sobre el cloro residual combinado del permeado de la nanofiltración.

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	p-valor	Valor crítico para F
Tiempo contacto	0.00173385	2	0.00086693	3.70808977	0.02737789	3.0717794
Dosis	0.00262841	9	0.00029205	1.24915959	0.2719362	1.9587633
Interacción	0.00332401	18	0.00018467	0.78987456	0.70851489	1.6904322
Error	0.0280552	120	0.00023379			
Total	0.03574147	149				

= 0.05

Tabla B30. Comparación de medias (LSD) para el cloro residual combinado empleando como factor el tiempo de contacto.

Variable dependiente: Cloro residual combinado

(I) Tiempo de contacto	(J) Tiempo de contacto	Diferencia de medias (I-J)	Error estándar	Sig.	95% Intervalo de confianza	
					Límite inferior	Límite inferior
.3	1.0	.00504	.003083	.105	-.00106	.01114
.3	24.0	.00860(*)	.003083	.006	.00250	.01470
1.0	24.0	.00356	.003083	.251	-.00254	.00966

Basado sobre las medias observadas.

* La diferencia de medias es significativa.

C. Anexo de la correlación del PFTHM

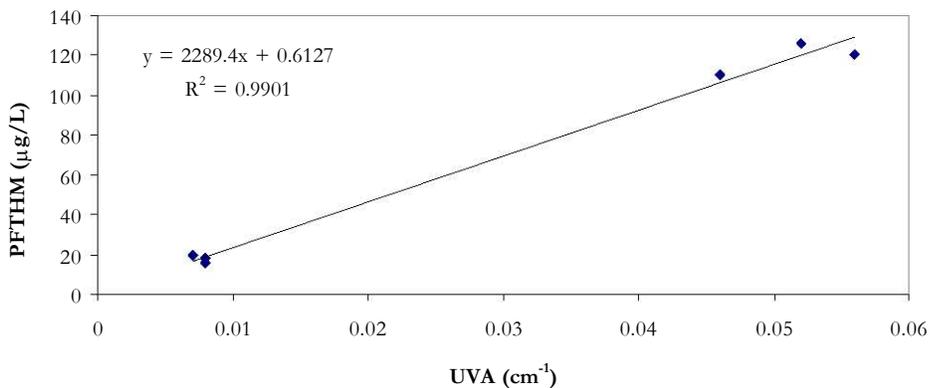


Figura C1. Correlación entre el PFTHM y la absorbancia UV a 254 nm

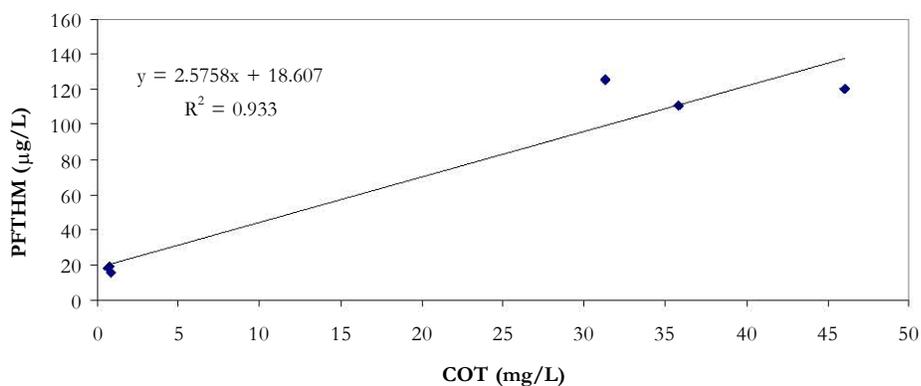


Figura C2. Correlación entre el PFTHM y el COT

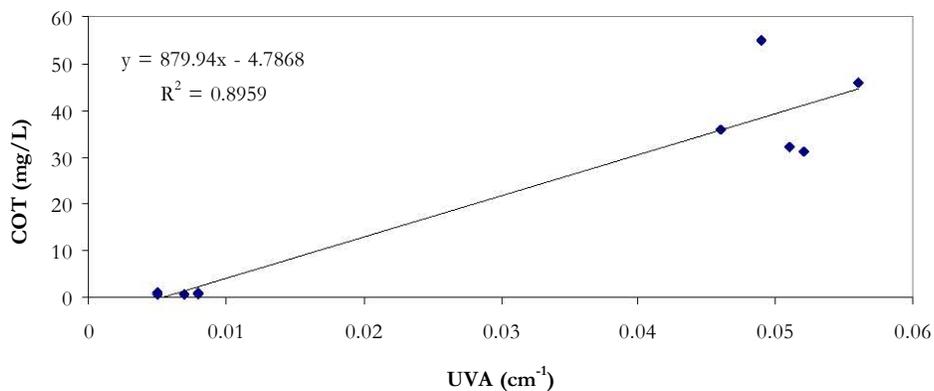


Figura C3. Correlación entre el COT y la absorbancia UV a 254 nm