



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**

---

---

**FACULTAD DE QUÍMICA**

**EFFECTO DEL pH DE REACCIÓN EN EL DESEMPEÑO  
DE UN TRATAMIENTO PRIMARIO AVANZADO (TPA) Y  
UN TPA MEJORADO CON OZONO (TPA-O<sub>3</sub>) PARA EL  
REÚSO DE AGUA RESIDUAL EN LA AGRICULTURA**

**T E S I S**

**QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE  
INGENIERA QUÍMICA**

**PRESENTA  
VELIA FABIOLA VALDÉS LÓPEZ**



**MÉXICO, D.F.**

**2011**



Universidad Nacional  
Autónoma de México



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

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

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

## **JURADO ASIGNADO:**

<b>PRESIDENTE:</b>	<b>Profesor:</b>	<b>Dr. Víctor Manuel Luna Pabello</b>
<b>VOCAL:</b>	<b>Profesor:</b>	<b>Dra. Aurora de los Ángeles Ramos Mejía</b>
<b>SECRETARIO:</b>	<b>Profesor:</b>	<b>Dra. María Teresa Orta Ledesma</b>
<b>1er. SUPLENTE:</b>	<b>Profesor:</b>	<b>Dr. José Agustín García Reynoso</b>
<b>2° SUPLENTE:</b>	<b>Profesor:</b>	<b>Dr. Humberto Hinojosa Gómez</b>

## **SITIO DONDE SE DESARROLLÓ EL TEMA:**

**Instituto de Ingeniería, UNAM**

---

**Dra. María Teresa Orta Ledesma**  
**Asesor del Tema**

---

**Dr. Ignacio Monje Ramírez**  
**Supervisor Técnico**

---

**Velia Fabiola Valdés López**  
**Sustentante**

# AGRADECIMIENTOS

Agradezco a todas las personas que contribuyeron de una u otra manera a la elaboración de esta tesis.

Primero agradezco a la Facultad de Química de la UNAM, por la formación que me dio durante los últimos años.

Al Instituto de Ingeniería de la UNAM, lugar donde se elaboró la tesis.

A la Dra. María Teresa Orta Ledesma por darme la oportunidad de realizar la tesis bajo su tutela, y por el apoyo que me dio a lo largo del proceso.

Al Dr. Ignacio Monje Ramírez por su asesoría, su orientación y su constante apoyo.

A la M. en C. Isaura Yáñez Noguez por su ayuda para resolver cualquier problema, por insignificante que fuera.

Al Dr. José Luz González Chávez, del Posgrado de la Facultad de Química, por su disposición para utilizar el zetámetro de su laboratorio.

A la Dra. María Neftalí Rojas Valencia por su disponibilidad para resolver dudas y por su apoyo en el laboratorio.

Agradezco a todos los alumnos que colaboraron en el proyecto “Tecnología sustentable para tratar aguas residuales que se reusen en el riego agrícola de vegetales”: Karen Velázquez Pedroza, Oscar Armando Sedano Tule, José Miguel Valencia Ciprés y Alberto Eduardo Campos Reales Pineda. También a María Teresa Valeriano y a Fernando Bautista Arriaga.

A la Dr. Aurora de los Ángeles Ramos Mejía y al Dr. Víctor Manuel Luna Pabello por los comentarios que mejoraron este trabajo.

A la Dirección General de Asuntos del Personal Académico (DGAPA), por el apoyo económico al proyecto.

Gracias a todos.

# DEDICATORIAS

A mis papás y a mis hermanas Bere y Betzy.

A todas las personas, profesores y alumnos, que hicieron de la universidad una experiencia inmejorable.

# ÍNDICE

<b>1. ANTECEDENTES .....</b>	<b>1</b>
<b>1.1 Reúso de aguas residuales tratada en el riego agrícola .....</b>	<b>1</b>
<b>1.2 Tratamiento Primario Avanzado (TPA y TPA-O<sub>3</sub>) .....</b>	<b>2</b>
<b>2. MARCO TEÓRICO .....</b>	<b>4</b>
<b>2.1 Situación del reúso de las aguas residuales en México .....</b>	<b>4</b>
2.1.1 Descargas de agua residual a nivel nacional .....	4
2.1.2 Reúso de las aguas residuales .....	4
2.1.3 Reúso del agua residual en el riego agrícola.....	5
2.1.4 Normatividad y calidad de agua para reúso en la agricultura.....	6
<b>2.2 Tecnologías utilizadas en el tratamiento de aguas residuales municipales.....</b>	<b>7</b>
2.2.1 Operaciones y procesos unitarios.....	7
2.2.2 Tratamiento de aguas residuales municipales en México .....	9
<b>2.3 Tratamiento Primario Avanzado (TPA).....</b>	<b>13</b>
2.3.1 Historia .....	13
2.3.2 Fundamentos teóricos (Coagulación, Floculación).....	13
2.3.2.1 <i>Fuerzas coloidales.....</i>	<i>13</i>
2.3.2.2 <i>El Tratamiento Primario Avanzado (TPA) .....</i>	<i>15</i>
2.3.3 Variables de control del proceso.....	16
2.3.3.1 <i>pH.....</i>	<i>17</i>
2.3.3.2 <i>Dosis de coagulante.....</i>	<i>18</i>
2.3.3.3 <i>Sales disueltas .....</i>	<i>18</i>
2.3.3.4 <i>Temperatura del agua .....</i>	<i>18</i>
2.3.3.5 <i>Mezcla .....</i>	<i>19</i>
2.3.3.6 <i>Turbiedad .....</i>	<i>19</i>
2.3.3.7 <i>Sistema de aplicación del coagulante .....</i>	<i>19</i>

2.3.4 Aspectos de ingeniería.....	19
2.3.4.1 <i>La mezcla rápida</i> .....	19
2.3.4.2 <i>Floculadores</i> .....	22
2.3.5 Ejemplos de plantas con TPA .....	23
<b>2.4 Mejoras a los procesos de coagulación y desinfección de aguas residuales mediante ozono .....</b>	<b>25</b>
2.4.1 Aspectos generales del ozono .....	25
2.4.2 El ozono como ayuda del proceso de coagulación.....	27
2.4.2.1 <i>Mecanismos de acción</i> .....	27
2.4.2.2 <i>Casos de estudios y/o aplicaciones prácticas en aguas residuales</i> .....	30
2.4.3 Desinfección de aguas residuales .....	31
2.4.3.1 <i>Aspectos generales</i> .....	31
2.4.3.2 <i>Ventajas y desventajas de la desinfección con ozono</i> .....	33
2.4.3.3 <i>Condiciones de proceso</i> .....	33
2.4.3.4 <i>Aplicaciones prácticas</i> .....	36
2.4.3.5 <i>Beneficios de la desinfección con ozono en el reúso del agua en la agricultura</i> .....	36
<b>3. METODOLOGÍA .....</b>	<b>38</b>
<b>3.1 Agua residual .....</b>	<b>38</b>
3.1.1 Procedencia .....	38
3.1.2 Muestreo .....	38
3.1.3 Caracterización del agua .....	38
<b>3.2 Parámetros y métodos de análisis .....</b>	<b>39</b>
3.2.1 pH.....	39
3.2.2 Turbiedad .....	39
3.2.3 Color aparente.....	39
3.2.4 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO <sub>5</sub> ).....	39
3.2.5 Demanda Química de Oxígeno (DQO).....	40
3.2.6 Sólidos Suspendidos Totales (SST) .....	40

3.2.7	Sólidos sedimentables .....	40
3.2.8	Potencial zeta .....	41
3.2.9	Coliformes fecales .....	41
<b>3.3</b>	<b>Tratamiento primario avanzado del agua residual .....</b>	<b>42</b>
3.3.1	Arreglo experimental .....	42
3.3.2	Prueba de jarras .....	43
3.3.3	Condiciones y control de las pruebas experimentales.....	43
3.3.3.1	<i>Efecto del pH en el TPA .....</i>	<i>43</i>
3.3.3.2	<i>Efecto del pH en el TPA-O<sub>3</sub>.....</i>	<i>43</i>
<b>3.4</b>	<b>Filtración y desinfección con ozono del efluente de TPA.....</b>	<b>44</b>
3.4.1	Pruebas de filtración.....	44
3.4.2	Pruebas de desinfección con ozono .....	44
3.4.2.1	<i>Arreglo experimental .....</i>	<i>44</i>
3.4.2.2	<i>Condiciones y control de las pruebas experimentales.....</i>	<i>44</i>
3.4.2.3	<i>Balance de masa de ozono en el reactor.....</i>	<i>45</i>
<b>4.</b>	<b>RESULTADOS Y DISCUSIONES .....</b>	<b>46</b>
4.1	Características fisicoquímicas del agua residual cruda .....	46
4.2	Efecto del pH en el TPA y en el TPA-O <sub>3</sub> .....	47
4.3	Contribución del ozono en el TPA.....	51
4.3.1	Efecto del ozono y su relación con el ajuste del pH inicial y la dosis coagulante .....	51
4.3.2	Efecto de la dosis de ozono .....	53
4.4	Comportamiento del Potencial Zeta en el efluente de tratamiento .....	55
4.5	Calidad microbiológica del agua residual tratada después de filtración y desinfección con ozono. ....	58
	<b>CONCLUSIONES.....</b>	<b>61</b>
	<b>BIBLIOGRAFÍA.....</b>	<b>62</b>

<b>ANEXOS .....</b>	<b>67</b>
<b>A1. Especificaciones de la NOM-001-SEMARNAT-1996.....</b>	<b>67</b>
<b>A2. Determinación de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO<sub>5</sub>) .....</b>	<b>73</b>
<b>A3. Determinación de los Sólidos Suspendidos Totales (SST) .....</b>	<b>76</b>
<b>A4. Determinación de los Sólidos Sedimentables.....</b>	<b>77</b>
<b>A5. Determinación de los Coliformes Fecales .....</b>	<b>78</b>

# ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2.1 Descargas de aguas residuales municipales y no municipales, 2008 (CONAGUA, 2010)	4
Tabla 2.2 Operaciones y procesos unitarios y sistemas de tratamiento utilizados para eliminar la mayoría de los contaminantes presentes en el agua residual (adaptado de Jiménez, 2002 y Metcalf & Eddy, 1996)	8
Tabla 2.3 Niveles de tratamiento (Jiménez, 2002; Metcalf & Eddy, 1996)	9
Tabla 2.4 Principales procesos de tratamiento de aguas residuales municipales, 2008 (CONAGUA, 2009)	10
Tabla 2.5 Plantas municipales de tratamiento de aguas residuales en operación en México y que utilizan un tratamiento primario avanzado (CONAGUA, 2009)	11
Tabla 2.6 Propiedades del ozono (Metcalf & Eddy, 2003)	26
Tabla 2.7 Comparación técnico-económica de tecnologías avanzadas de desinfección de aguas residuales (Lazarova et al., 1999)	32
Tabla 2.8 Categorías de los efluentes de agua residual, con base a la concentración de SST y de DQO (Janex et al., 2000)	35
Tabla 2.9 Plantas de tratamiento de agua residual que utilizan la ozonación como método de desinfección (White, 1999)	36
Tabla 3.1 Condiciones de mezclado empleadas en las pruebas de jarras	43
Tabla 4.1 Comparación de las características fisicoquímicas del agua residual cruda	46
Tabla 4.2 Efecto del pH en el TPA 30	48
Tabla 4.3 Efecto del pH en el TPA 45	48
Tabla 4.4 Efecto del pH en el TPA-O <sub>3</sub> 30-2	48
Tabla 4.5 Efecto del pH en el TPA-O <sub>3</sub> 45-2	49
Tabla 4.6 Comparación del TPA-O <sub>3</sub> con 30 mg/L de coagulante y distintas dosis de ozono	54
Tabla 4.7 Resumen del balance de masa del ozono y resultados de la desinfección	59
Tabla 4.8 Comparación de la calidad del agua residual y del agua tratada	60

# ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1 Reúso de agua residual municipal y no municipal, 2008 (CONAGUA, 2010).....	5
Figura 2.2 Modelo de Stern de la doble capa eléctrica (Shaw, 1966) (Metcalf & Eddy, 1996) .....	14
Figura 2.3 Configuraciones básicas del TPA (Shao et al., 1996) .....	15
Figura 2.4 Composición de equilibrio de las soluciones en contacto con los hidróxidos recién formados (Stumm, W., O'Melia, C.R., 1968) (Montgomery, 1985).....	17
Figura 2.5 Efecto de la dosificación del coagulante sobre las limitaciones en el intervalo de pH (Nalco Chemical Company, 1990) .....	18
Figura 2.6 Mezcladores mecánicos (Romero Rojas, 2006).....	20
Figura 2.7 Tipos de agitadores (Romero Rojas, 2006).....	21
Figura 2.8 Mezcladores hidráulicos (Romero Rojas, 2006).....	22
Figura 2.9 Tipos de floculadores (Romero Rojas, 2006) .....	23
Figura 2.10 Planta Aguas Blancas, Acapulco, Guerrero. Capacidad: 1350 L/s (CONAGUA, 2009) 24	
Figura 2.11 Planta El Crestón, Mazatlán, Sinaloa. Capacidad: 820 L/s (CONAGUA, 2009) .....	24
Figura 2.12 Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Atotonilco (CONAGUA, s.f.).....	25
Figura 2.13 Rutas de reacción del ozono con compuestos orgánicos y formación de oxidantes secundarios (Hoigné, 1988) .....	27
Figura 2.14 Asociación del coagulante con la materia orgánica ozonizada (AWWA, 1991) (Rodríguez Vidal, 2003) .....	28
Figura 2.16 Desorción de la MON adsorbida y agregación de desestabilización de las partículas (AWWA, 1991) (Rodríguez Vidal, 2003) .....	29
Figura 2.17 Polimerización de la materia orgánica (AWWA, 1991) (Rodríguez Vidal, 2003) .....	29
Figura 2.18 Producción de coagulantes in situ (AWWA, 1991) (Rodríguez Vidal, 2003).....	30
Figura 2.19 Reacción con productos liberados por las algas (AWWA, 1991) (Rodríguez Vidal, 2003) .....	30
Figura 2.20 Diagrama del proceso de ozonación (U.S. EPA, 1999).....	34
Figura 2.21 Intervalos de dosis transferida de ozono requerida para una reducción en coliformes fecales de 2-log (Janex et al., 2000) .....	35
Figura 3.1 Arreglo experimental del TPA-O <sub>3</sub> .....	42
Figura 3.2 Arreglo experimental para la desinfección con ozono .....	45
Figura 4.1 Efecto del pH en la turbiedad en el TPA 30, el TPA 45, el TPA-O <sub>3</sub> 30-2 y el TPA-O <sub>3</sub> 45-2 .....	49
Figura 4.2 Efecto del pH en el color en el TPA 30, el TPA 45, el TPA-O <sub>3</sub> 30-2 y el TPA-O <sub>3</sub> 45-2 ...	49
Figura 4.3 Efecto del pH en la DQO en el TPA 30, el TPA 45, el TPA-O <sub>3</sub> 30-2 y el TPA-O <sub>3</sub> 45-2... ..	50
Figura 4.4 Efecto del pH en los SST en el TPA 30, el TPA 45, el TPA-O <sub>3</sub> 30-2 y el TPA-O <sub>3</sub> 45-2 ..	50

Figura 4.5 Efecto del ozono en la remoción de turbiedad a pH natural y pH=6.0 .....	52
Figura 4.6 Efecto del ozono en la remoción de color a pH natural y pH=6.0 .....	52
Figura 4.7 Efecto del ozono en la remoción de DQO a pH natural y pH=6.0 .....	52
Figura 4.8 Efecto del ozono en la remoción de SST a pH natural y pH=6.0 .....	53
Figura 4.9 Remoción de turbiedad del TPA-45 y del TPA-O <sub>3</sub> con 30 mg/L de coagulante y distintas dosis de ozono a pH 6.0.....	54
Figura 4.10 Remoción de turbiedad del TPA-45 y del TPA-O <sub>3</sub> con 30 mg/L de coagulante y distintas dosis de ozono a pH 6.0.....	54
Figura 4.11 Remoción de turbiedad del TPA-45 y del TPA-O <sub>3</sub> con 30 mg/L de coagulante y distintas dosis de ozono a pH 6.0.....	55
Figura 4.12 Remoción de SST del TPA-45 y del TPA-O <sub>3</sub> con 30 mg/L de coagulante y distintas dosis de ozono a pH 6.0.....	55
Figura 4.13 Efecto del pH en el potencial zeta en el TPA-30 y el TPA-45 .....	57
Figura 4.14 Efecto del pH en el potencial zeta en el TPA-30 y el TPA-O <sub>3</sub> 30-2.....	57
Figura 4.15 Efecto del pH en el potencial zeta en el TPA-45, el TPA-O <sub>3</sub> 30-2 y el TPA-O <sub>3</sub> 45-2 ...	58
Figura 4.16 Variación de la concentración de coliformes fecales en función de la dosis de ozono.	59

## ABREVIATURAS

DBO <sub>5</sub>	Demanda bioquímica de oxígeno a cinco días (mg/L)
COT	Carbono orgánico total
D[O <sub>3</sub> ] <sub>A</sub>	Dosis aplicada de ozono (mg/L)
D[O <sub>3</sub> ] <sub>T</sub>	Dosis transferida de ozono (mg/L)
DQO	Demanda química de oxígeno (mg/L)
ET	Eficiencia de transferencia de ozono (%)
MON	Materia orgánica natural
[O <sub>3</sub> ] <sub>ge</sub>	Concentración de ozono en fase gas a la entrada del reactor (mg/L)
[O <sub>3</sub> ] <sub>gs</sub>	Concentración de ozono en fase gas a la salida del reactor (mg/L)
OD	Oxígeno disuelto (mg/L)
Q <sub>g</sub>	Flujo de ozono (L/min)
SST	Sólidos suspendidos totales (mg/L)
TPA	Tratamiento Primario Avanzado
TPA-O <sub>3</sub>	Tratamiento Primario Avanzado mejorado con ozono
V <sub>r</sub>	Volumen del reactor (L)
t	Tiempo de ozonación (min)

## RESUMEN

Éste estudio se realizó con el fin de contribuir a las investigaciones realizadas en torno a las tecnologías de tratamiento de aguas residuales para su reúso en la agricultura, las cuales favorecen el uso sustentable de este recurso. En este caso se evaluó el efecto del pH inicial de reacción, en el intervalo de 6.0 – 8.50, sobre desempeño del Tratamiento Primario Avanzado (TPA) y del TPA mejorado con ozono (TPA-O<sub>3</sub>).

El estudio se realizó con agua residual proveniente de la Planta de Aguas Residuales Cerro de la Estrella durante el último semestre del año 2010. En el TPA se utilizó sulfato de aluminio como coagulante y el ozono fue aplicado como una variante de mejora al proceso de la coagulación (TPA-O<sub>3</sub>); los efluentes de tratamiento fueron posteriormente sometidos a una etapa de filtración y desinfección con ozono, para cumplir con los requerimientos de la norma NOM-001-SEMARNAT-1996 para reúso en riego agrícola no restringido. Los parámetros de comparación fueron la turbiedad, el color aparente, la demanda química de oxígeno (DQO), los sólidos suspendidos totales (SST) y el potencial zeta.

Se encontró que al disminuir el pH inicial de reacción (de 7.45 a 6.0) el TPA sin ozono alcanza mayores porcentajes de remoción de los parámetros de control mencionados. El efecto del ozono como ayuda de la coagulación (TPA-O<sub>3</sub>) se da de manera más eficiente a pH neutro y se ve afectado conforme el pH de reacción inicial disminuye; a pH de 6.0, incluso se obtienen prácticamente los mismos resultados que el TPA solo. Cuando el TPA-O<sub>3</sub> es desarrollado en el intervalo de pH estudiado, se observa la permanencia de flóculos en suspensión afectando con ello la eficiencia de remoción de los parámetros de control. El principal aporte del ozono en el TPA es el de sustituir los requerimientos de ajuste de pH inicial de reacción y el de disminuir la dosis de coagulante utilizada en el proceso.

En cuanto al potencial zeta, la dosis de coagulante tiene un mayor efecto en los tratamientos que el cambio de pH y que la adición de ozono, puesto que con dosis altas de coagulante se alcanzan los valores de potencial zeta más cercanos a cero, independientemente del pH y de la dosis de ozono. A dosis más bajas de coagulante es posible observar que el ozono contribuye al aumento del potencial zeta, probablemente debido a la neutralización de cargas de las partículas coloidales presentes en el agua residual. En términos generales fue un parámetro que, bajo las condiciones de prueba, no mostró reproducibilidad y no contribuyó a la selección de las mejores condiciones de tratamiento.

El tratamiento que resultó ser más efectivo fue el TPA con dosis 45 mg/L de coagulante a pH de 6.0. Las remociones encontradas de turbiedad, color aparente, SST y DQO fueron de 97.3, 94.8, 94.1 y 83.8% respectivamente. Luego de la filtración del efluente TPA, es necesario aplicar una dosis transferida de ozono de 35.5 mg/L para desinfectar el agua y cumplir con ello los requerimientos para un riego agrícola no restringido.

Finalmente, se concluye de este estudio que es posible mejorar el desempeño de un TPA ya sea por el ajuste del pH inicial de reacción, o por la adición de ozono durante la etapa de coagulación, obteniéndose dos posibles alternativas para el reúso seguro del agua residual en la agricultura.

## OBJETIVO GENERAL

Evaluar el efecto del pH inicial de reacción en el desempeño de un Tratamiento Primario Avanzado (TPA) y de TPA mejorado con ozono (TPA-O<sub>3</sub>) con el fin de obtener agua residual tratada para su reúso en el riego agrícola no restringido.

## OBJETIVOS PARTICULARES

1. Evaluar el efecto del pH inicial de reacción en el desempeño de los sistemas TPA y TPA-O<sub>3</sub> respectivamente, aplicando dosis óptimas de coagulante (30 y 45 mg/L, Al<sub>2</sub>(SO<sub>3</sub>)<sub>4</sub>·10H<sub>2</sub>O) y ozono (2 mg/L) durante el proceso de coagulación.
2. Evaluar el comportamiento del potencial zeta en los efluentes de TPA y TPA-O<sub>3</sub>, bajo las condiciones establecidas en el primer objetivo.
3. Realizar pruebas de desinfección con ozono del efluente obtenido bajo las mejores condiciones de TPA y TPA-O<sub>3</sub> y después de un proceso de filtración, con el objeto de obtener una residual tratada que cumpla con los requerimientos microbiológicos (coliformes fecales) de la NOM-001-SEMARNAT-1996 para uso en riego agrícola no restringido.

## HIPÓTESIS

Tanto el pH inicial de reacción como el ozono pueden contribuir al TPA mediante la formación de productos de hidrólisis de la sal metálica utilizada como coagulante y la interacción de partículas coloidales presentes en el agua residual, respectivamente. Los resultados obtenidos del estudio proporcionarán una alternativa más de tratamiento, que junto las etapas complementarias de filtración y desinfección con ozono, permitirán el reúso seguro de las aguas residuales en el riego agrícola no restringido de acuerdo con lo establecido en la NOM-001-SEMARNAT-1996.

# INTRODUCCIÓN

En el último siglo, la población mundial se triplicó, mientras que las extracciones de agua se sextuplicaron. El 72% del volumen total de agua que se extrae a nivel mundial se destina a la agricultura, principalmente al riego de cultivos. Esta situación aumenta el grado de presión sobre los recursos hídricos del mundo (CONAGUA, 2010). Una alternativa para realizar un manejo eficiente de éste recurso es entonces el reúso del agua residual para el riego agrícola, el cual debe de ser impulsado y regulado.

El reúso del agua residual en el riego agrícola es una actividad que ha sido practicada por décadas. En algunas regiones su uso es tradicional, como en México en el Valle del Mezquital en el estado de Hidalgo en donde se riegan 90 000 hectáreas de cultivo. Sin embargo, el uso del agua residual sin ningún tipo de tratamiento no es viable por las enfermedades que se propagan, tanto en los agricultores como en la población por el consumo de productos contaminados con organismos patógenos. Tan sólo en el Valle del Mezquital, la incidencia de enfermedades intestinales en los niños es trece veces mayor que en los niños que habitan regiones en donde se riega con agua residual tratada (Jiménez *et al.*, 1998).

Para reutilizar el agua residual de manera segura, ésta debe recibir un tratamiento con el cual se alcancen los niveles de contaminantes que no sean perjudiciales ni para los agricultores ni para los consumidores. En México, la Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996 establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. En ella se mencionan los parámetros con los que el agua debe de cumplir para que pueda ser utilizada en el riego agrícola. La Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) es la que vigila su cumplimiento.

Actualmente diversas tecnologías se utilizan para el tratamiento de aguas residuales municipales, siendo los procesos biológicos de lodos activados y lagunas de estabilización, los más utilizados en el país (CONAGUA, 2009).

El Tratamiento Primario Avanzado (TPA) es un método fisicoquímico el cual se basa en la coagulación-floculación de partículas coloidales y materia suspendida en el agua. Es una opción viable debido a la calidad de los efluentes que se obtienen, a costos inferiores que los tratamientos biológicos, además de que el efluente mantiene nutrientes benéficos para los cultivos. Actualmente este tratamiento se encuentra en auge debido a los avances realizados en los floculantes utilizados y en la aplicación del ozono durante el proceso. El TPA se utiliza principalmente en países

nórdicos, principalmente de la Península Escandinava, y en países como Francia, Canadá, Estados Unidos y España. En México, es el más importante luego de los tratamientos biológicos (lodos activados y lagunas de estabilización), al contar con 17 plantas de tratamiento, las cuales tratan aproximadamente 11% del caudal tratado.

La presente tesis tiene el propósito de contribuir a las investigaciones realizadas en torno al TPA con ozono, de tal forma que esta tecnología sea mejorada y pueda ser adaptada a las plantas en las que ya se utiliza el TPA, y/o que se aplique por primera vez en regiones en las que el agua residual se utiliza sin ningún tipo de tratamiento. Estudios anteriores (Orta *et al.*, 1998; Campos-Reales-Pineda *et al.*, 2008) muestran que la aplicación del ozono durante el TPA mejora su rendimiento al obtener mejores remociones de color y turbiedad, además de reducir la cantidad de lodos producidos y la velocidad de sedimentación. Todo esto, a una dosis óptima de coagulante.

El estudio se centra en evaluar el efecto del pH inicial de reacción en el TPA y en el TPA mejorado con ozono (TPA-O<sub>3</sub>), la posterior filtración y desinfección con ozono, para obtener un efluente que cumpla con los requerimientos de uso en el riego agrícola (ver anexa la NOM-001-SEMARNAT-1996).

La tesis se divide en cuatro capítulos, en el primero se describe la necesidad que existe de reutilizar el agua residual en el riego agrícola así como la importancia de que se haga de forma segura. Se presenta también una revisión bibliográfica de las investigaciones realizadas recientemente entorno al TPA y el TPA-O<sub>3</sub>, a partir de las que se deriva esta investigación. En el segundo capítulo se hace un recuento de la situación del reúso de las aguas residuales en México, se explican los fundamentos teóricos del TPA y finalmente se describe la influencia del ozono en los procesos de coagulación y desinfección de las aguas residuales. La metodología llevada a cabo se describe en el tercer capítulo, mientras que los resultados obtenidos y la discusión de éstos se presentan en el cuarto capítulo. Finalmente se resumen las conclusiones más importantes encontradas en esta investigación.

# 1. ANTECEDENTES

## 1.1 Reúso de aguas residuales tratada en el riego agrícola

El crecimiento de la población, las demandas de la industria y del sector agrícola han puesto en riesgo los recursos hídricos. El reúso de agua residual permite compaginar las necesidades de desarrollo planteadas y realizar así un manejo eficiente y efectivo del recurso hídrico. Así, en áreas en donde el agua es escasa, las descargas residuales de tipo doméstico son usadas en la agricultura comúnmente. En algunas regiones su uso es tradicional, incluso en regiones húmedas (Blumenthal, *et al.*, 2000; Jiménez, 2002).

Dentro de los beneficios asociados al reúso de este recurso se encuentran el aumento de la cantidad de agua disponible; la disminución de la contaminación de los ríos y otros cuerpos de agua al disminuir la disposición de los efluentes en ellos; la conservación del agua de mejor calidad que podría ser utilizada para otros usos; la conservación de nutrientes del agua residual, lo que a su vez disminuye la cantidad de fertilizantes utilizados para mejorar el rendimiento de los cultivo; además de la disponibilidad del agua residual que es mayor y a un menor costo.

Por otro lado, el reúso de aguas residuales también implica riesgos e impactos negativos de gran importancia, como lo son los riesgos para la salud de los agricultores por el contacto directo con el agua contaminada; los riesgos para la salud de los consumidores debido a los contaminantes que son transmitidos a los productos; el deterioro de las aguas superficiales y subterráneas por el uso desmedido del agua; el deterioro del suelo debido a la acumulación de contaminantes químicos, y, el desarrollo de hábitats propicios de organismos portadores de enfermedades como los mosquitos y las moscas (Mara and Cairncross, 1989; WHO, 1989; Pescod, 1992; Hespagnol, 1996; Westcot, 1997; Oron *et al.*, 1999; Pereira *et al.*, 2002; Choukr-Allah and Hamdy, 2004) (Pereira, s.f.).

Para utilizar el agua residual tratada en el riego agrícola es entonces necesario controlar la calidad microbiológica para eliminar los efectos adversos a la salud y obtener los beneficios asociados a su uso (Jiménez, B, Landa, H., 1998). El tratamiento más apropiado para el reúso del agua residual en la agricultura es aquel que implique el menor costo posible, mínimos requerimientos de operación y mantenimiento, un efluente que cumpla con las normas de calida establecidas en cuanto al contenido microbiológico y químico (Pereira *et al.*, 2002) (Pereira, s.f.).

Para el uso seguro de aguas residuales en la agricultura, las directrices publicadas por la Organización Mundial de la Salud (OMS) en 1989, son las más reconocidas a nivel internacional.

Éstas toman en cuenta estudios epidemiológicos y microbiológicos relacionados con la salud y han sido tomadas como referencia por muchos países como México y Francia, quienes las aceptaron y las utilizaron como base para sus propios estándares (Blumenthal, *et al.*, 2000). Otras regiones establecieron estándares más estrictos, como el Título 22 en California.

## 1.2 Tratamiento Primario Avanzado (TPA y TPA-O<sub>3</sub>)

El TPA constituye una opción viable para orientar el reúso del agua residual al riego agrícola puesto que no sólo se obtienen efluentes de calidad media a costos inferiores a los convencionales (biológicos), sino que remueve un bajo porcentaje de la carga orgánica del agua y elimina sólo los nutrientes en la proporción necesaria de manera que el agua tratada retiene sus propiedades nutricionales (Jiménez *et al.*, 1998). De ahí la importancia de la mejora del proceso. El principal problema asociado a este método es la formación de flóculos muy pequeños a temperaturas muy bajas, o muy frágiles que se rompen cuando son sometidos a fuerzas físicas (Hanson, A.T., Cleasby, J.L., 1990) (Aboulhassan, *et al.*, 2006). Parte de los avances se han logrado a través de los floculantes, y otra, por la aplicación del ozono antes o durante el proceso.

Los floculantes orgánicos convencionales como la poliacrilamida (PAM) y el poli (ácido acético) (PAA) no son biodegradables y no son económicamente viables. Actualmente se estudia la producción de polímeros naturales o de polímeros naturales modificados que sean rentables y amigables con el medio ambiente. Por ejemplo, es posible utilizar cloruro de aluminio como coagulante y un polímero natural modificado elaborado a través de la inserción de cloruro de trimetil amonio (DMC) en quitosano, el cual se ha utilizado como floculante para el tratamiento de agua residual proveniente de la industria papelera (Wang *et al.*, 2007).

Se ha encontrado por otro lado, que la coagulación-bifloculación es más efectiva que la coagulación-monofloculación, es decir, es más efectivo adicionar dos floculantes sucesivamente en lugar de utilizar sólo uno. Por ejemplo en el caso del tratamiento de aguas residuales de la industria de pinturas, una combinación factible es la de cloruro de hierro, seguido por Polysep 3000 (floculante catiónico natural) y por Praestol 2515 TR (floculante aniónico sintético). Dicha combinación da mejores remociones de color, turbiedad y demanda química de oxígeno (DQO), además de producir menor cantidad de lodos (Aboulhassan *et al.*, 2006).

Aunque estos avances se han realizado en aguas residuales diferentes a las municipales, éstos pueden adaptarse posteriormente a aguas residuales municipales, como en el caso de la aplicación de ozono como ayuda de la coagulación. La mayoría de los estudios se centraba en el

tratamiento de agua para el suministro de agua potable. De hecho, la ozonación ya se utiliza como pre-tratamiento, antes de la coagulación-floculación, en diversas plantas para el suministro de agua potable. Por ejemplo, la planta en la Ciudad de Worcester en Estados Unidos, trata 50 millones de galones por día de agua superficial (Worcester, s.f.). Otro ejemplo es el proyecto de construcción de una planta en el condado de DeKalb, en Georgia, Estados Unidos. Se planea que dicha planta contribuya al suministro de agua potable para 700 000 habitantes al tratar 150 millones de galones por día de agua superficial (Comstock *et al.*, 2006).

Actualmente, nuevos estudios muestran que cuando se aplica ozono en pequeñas cantidades la coagulación-floculación también se ve mejorada en el caso de aguas residuales municipales, tal como en el caso del agua potable. Se encontró que si bien la pre-ozonación mejora el TPA, la aplicación del ozono durante la coagulación del TPA mejora su rendimiento aún más, al obtener mejores remociones de color y turbiedad, al mismo tiempo de que se reduce la producción de lodos y aumenta la velocidad de sedimentación por la formación de flóculos más grandes. Existe una dosis óptima a la cual la remoción de SST y turbiedad es mayor, y en consecuencia, la dosis de coagulante puede reducirse. Una dosis excesiva conlleva la deterioración del proceso (Orta *et al.*, 1998; Campos-Reales-Pineda *et al.*, 2008).

## 2. MARCO TEÓRICO

### 2.1 Situación del reúso de las aguas residuales en México

#### 2.1.1 Descargas de agua residual a nivel nacional

Las aguas residuales municipales se refieren a las aguas que son manejadas en los sistemas de alcantarillado municipales urbanos y rurales, en tanto que las aguas residuales industriales son aquellas descargadas directamente a los cuerpos receptores de propiedad nacional, como es el caso de la industria abastecida.

En el año 2008, en el país se produjeron 7.44 km<sup>3</sup> de descargas municipales, en tanto que se produjeron 6.01 km<sup>3</sup> de aguas no municipales, incluyendo a las de origen industrial (Tabla 2.1). Del total de aguas residuales municipales generadas en el país se trata el 35%, en tanto que de las aguas residuales industriales, el porcentaje de tratamiento es del 18% (CONAGUA, 2010).

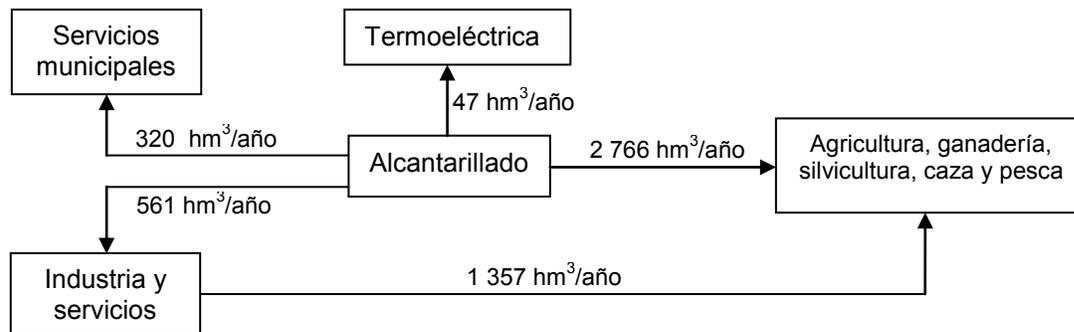
Tabla 2.1 Descargas de aguas residuales municipales y no municipales, 2008 (CONAGUA, 2010)

Centros urbanos (descargas municipales):		
Aguas residuales	7.44	km <sup>3</sup> /año (235.8 m <sup>3</sup> /s)
Se recolectan en alcantarillado	6.56	km <sup>3</sup> /año (208 m <sup>3</sup> /s)
Se tratan	2.64	km <sup>3</sup> /año (83.64 m <sup>3</sup> /s)
Se generan	2.01	millones de toneladas de DBO <sub>5</sub> al año
Se recolectan en alcantarillado	1.77	millones de toneladas de DBO <sub>5</sub> al año
Se remueven en los sistemas de tratamiento	0.58	millones de toneladas de DBO <sub>5</sub> al año
Usos no municipales, incluyendo a la industria:		
Aguas residuales	6.01	km <sup>3</sup> /año (190.4 m <sup>3</sup> /s)
Se tratan	1.07	km <sup>3</sup> /año (33.7 m <sup>3</sup> /s)
Se generan	7.00	millones de toneladas de DBO <sub>5</sub> al año
Se remueven en los sistemas de tratamiento	1.15	millones de toneladas de DBO <sub>5</sub> al año

#### 2.1.2 Reúso de las aguas residuales

Se estima que en el año 2008, en México se reutilizaron 5 051 millones de metros cúbicos de agua residual (equivalente a un caudal de 160 m<sup>3</sup>/s). En el reúso de agua residual de origen municipal destaca la transferencia de aguas residuales colectadas en las redes de alcantarillado hacia cultivos agrícolas. En una menor proporción se reutilizan dichas aguas en las industrias, así como en las termoeléctricas, como es el caso de la central termoeléctrica de Villa de Reyes en San Luis Potosí.

En el reúso de agua de origen industrial destacan las aguas residuales de los ingenios azucareros en el cultivo de caña en el estado de Veracruz. En la Figura 2.1 se pueden identificar las diferentes transferencias de agua entre los usos.



NOTA:  $\text{hm}^3/\text{año}$  = 1 millón de metros cúbicos por año.

Figura 2.1 Reúso de agua residual municipal y no municipal, 2008 (CONAGUA, 2010)

### 2.1.3 Reúso del agua residual en el riego agrícola

En México, el uso de agua residual en el riego agrícola es una práctica que ha sido utilizada por décadas sin que exista, aparentemente, ningún control de tipo sanitario dada la preferencia de los agricultores por aguas negras sobre el agua clara, por su cualidad fertilizante. Esta práctica tiene su origen en la construcción de un sistema de drenaje para dar salida a las aguas residuales del valle de México. En 1890 se comenzaron a aprovechar estas aguas en la agricultura en la región del Valle del Mezquital, en el estado de Hidalgo (Jiménez, 2002).

Hasta 1999, 75% del agua residual proveniente de la Ciudad de México se utilizaba sin tratamiento para el riego de 90,000 hectáreas del Valle del Mezquital (Downs *et al.*, 1999). Esta región es el distrito de riego más grande del mundo que emplea agua residual sin tratar. Otros distritos de riego son Valsequillo, Puebla; Tulancingo, Hidalgo y Ciudad Juárez, Chihuahua (Jiménez, 2002).

Aunque no hay datos exactos del volumen empleado en todo el país, se sabe que se cubren alrededor de 280 000 hectáreas, que corresponden a un gasto aproximado de  $42 \text{ m}^3/\text{s}$ . Es decir, al menos 26% del agua residual municipal generada a nivel nacional se reaprovecha en la agricultura (Jiménez, 2002). Debido a la gran cantidad de agua que se reusa sin tratamiento y a sus efectos en la salud pública, se planteó la necesidad de elaborar y aplicar criterios, reglamentos y normas para el uso y aprovechamiento de dichas aguas.

#### **2.1.4 Normatividad y calidad de agua para reúso en la agricultura**

En México, las aguas residuales de muchas ciudades fueron concesionadas a los agricultores antes de que la Ley Federal de Derechos de Agua las especificara y regulara como tales. Las primeras normas en este sentido fueron las NTE-CCA-032-ECOL/1993 y la NTE-CCA-003-ECOL/1997, que establecían el uso de aguas residuales en riego agrícola. Actualmente, la NOM-001-SEMARNAT-1996 regula esta práctica (Jiménez, 2002).

La Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996 se publicó en el Diario Oficial de la Federación y establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales de acuerdo a su uso. Esta norma fomenta el reúso eficiente del agua de manera que se preserve el agua de primer uso para el consumo humano, se aprovechen las propiedades fertilizantes del agua residual y se respete el uso tradicional de las mismas.

La Norma diferencia al riego no restringido del riego restringido. Ambos se refieren a la utilización del agua residual destinada a la actividad de siembra, cultivo y cosecha de productos agrícolas. Sin embargo, el riego no restringido se utiliza de manera ilimitada mientras que en el riego restringido no es posible utilizar el agua en el riego de legumbres y verduras que se consumen crudas. En ninguno de los casos los productos pueden ser objeto de transformación industrial.

En cuanto a las especificaciones de la NOM-001-SEMARNAT-1996, ésta no limita el contenido de materia orgánica ni de sólidos suspendidos en agua para uso directo agrícola, y establece límites máximos permisibles de la contaminación microbiológica por medio de dos grupos: las bacterias coliformes fecales, tomadas como indicadores de contaminación por patógenos, y los huevos de helminto, indicadores de la contaminación por parásitos.

El límite máximo permisible para las descargas vertidas a cuerpos de agua y bienes nacionales, así como descargas a suelo (uso en riego agrícola) es de 1000 y 2000 como número más probable (NMP) de coliformes fecales por cada 100 mL para el promedio mensual y diario respectivamente. En tanto, el límite máximo permisible para las descargas vertidas a suelo es de un huevo de helminto por litro para riego no restringido, y de cinco huevos de helminto por litro para riego restringido. Finalmente, para el riego agrícola, la Norma también limita la presencia de metales pesados y cianuros.

## 2.2 Tecnologías utilizadas en el tratamiento de aguas residuales municipales

### 2.2.1 Operaciones y procesos unitarios

El tratamiento de las aguas residuales es una combinación de procesos físicos, químicos y biológicos y operaciones para remover los contaminantes del agua. Éstos incluyen materiales en suspensión y disueltos orgánicos (proteínas, carbohidratos, lípidos, etc.) e inorgánicos (nutrientes, metales, etc.) así como microorganismos patógenos, entre otros (Mujeriego *et al.*, 1999; Metcalf & Eddy, 1996).

Las operaciones son sistemas en donde intervienen, básicamente, fuerzas físicas de separación, en tanto que los procesos involucran cambios de estados de la materia por medios químicos o biológicos. Las combinaciones son múltiples y se agrupan, usualmente, por el tipo de contaminante que remueven. En la Tabla 2.2 se muestran los contaminantes más importantes de las aguas residuales junto con las operaciones y procesos unitarios que se pueden emplear para eliminarlos. Aunque un proceso tenga una aplicación principal, en realidad remueve un amplio grupo de contaminantes (Jiménez, 2002).

Es posible agrupar las diferentes operaciones y procesos unitarios en diferentes etapas de tratamiento de acuerdo a la calidad del efluente, que corresponden al nivel de pretratamiento, primario, secundario o biológico y terciario o avanzado (Tabla 2.3). Adicionalmente, existen procesos complementarios que sirven para apoyar al proceso principal de eliminación y que se aplican en cualquier nivel de tratamiento. Por ejemplo, es común realizar una etapa de desinfección antes del almacenamiento y distribución del agua para remover o inactivar organismos patógenos (Jiménez, 2002; Mujeriego *et al.*, 1999).

La selección de los procesos y operaciones que conforman un sistema de tratamiento depende de:

- La composición del agua residual
- El caudal
- El uso del efluente tratado o del requerimiento normativo.
- La compatibilidad entre los diferentes procesos y operaciones.
- La disponibilidad de tecnología y del terreno.
- Consideraciones medioambientales.
- La factibilidad económica de las diferentes combinaciones (construcción, operación y mantenimiento).

Tabla 2.2 Operaciones y procesos unitarios y sistemas de tratamiento utilizados para eliminar la mayoría de los contaminantes presentes en el agua residual (adaptado de Jiménez, 2002 y Metcalf & Eddy, 1996)

Contaminante	Operación unitaria, proceso unitario o sistema de tratamiento
Sólidos suspendidos	Desbaste Desarenado Sedimentación Filtración Flotación Coagulación/sedimentación Disposición en terreno
Compuestos orgánicos biodegradables	Sistemas biológicos con biomasa suspendida (por ejemplo, lodos activados) Sistemas biológicos con biomasa fija (por ejemplo, filtros percoladores) Filtración lenta Disposición en terreno
Compuestos orgánicos volátiles	Arrastre por aire Tratamiento de gases Adsorción con carbón activado
Patógenos	Cloración Ozonación Radiación UV Disposición en terreno Desinfección solar Filtración lenta
Nitrógeno	Nitrificación y desnitrificación biológica Desorción Intercambio iónico Cloración Disposición al terreno
Fósforo	Precipitación Remoción biológica y precipitación química Disposición en terreno
Nitrógeno y fósforo	Eliminación biológica de nutrientes
Compuestos orgánicos refractarios	Adsorción con carbón activado Ozonación Disposición en terreno
Metales pesados	Precipitación Intercambio iónico Disposición en terreno
Sólidos disueltos	Procesos de membrana Intercambio iónico

Existe un gran número de posibilidades para tratar el agua. Pero, además, para tener un proceso realmente eficiente e integral (que no dañe al ecosistema) es necesario tomar en cuenta el tratamiento y la disposición de los subproductos generados (por ejemplo, lodos) (Jiménez, 2002).

Tabla 2.3 Niveles de tratamiento (Jiménez, 2002; Metcalf &amp; Eddy, 1996)

Etapa	Principio	Ejemplos de procesos
Pretratamiento	Eliminación de los constituyentes que puedan provocar problemas de mantenimiento y funcionamiento de los diferentes procesos, operaciones y sistemas auxiliares	Cribado Flotación Desarenación
Primario	Eliminación de una fracción de los sólidos en suspensión y de la materia orgánica	Sedimentación Reoxigenación
Secundario	Eliminación de los sólidos en suspensión y de los compuestos orgánicos biodegradables	Procesos biológicos
Terciario/avanzado	Es el nivel de tratamiento, más allá del tratamiento secundario convencional, para la eliminación de constituyentes que merecen especial atención, como nutrientes, exceso de materia orgánica o sólidos suspendidos	Filtración Remoción de N y P Remoción de detergentes Coagulación química Floculación
Complementario	Remoción o inactivación de patógenos	Desinfección

### 2.2.2 Tratamiento de aguas residuales municipales en México

Hasta el año 2009, en el país trabajaban 2029 plantas de tratamiento de aguas residuales municipales, las cuales trataron 88.13 m<sup>3</sup>/s del agua, es decir se ocupa el 6.93% de la capacidad instalada. La cobertura del tratamiento de aguas residuales municipales es del 42.1% de las aguas recolectadas en el alcantarillado (CONAGUA, 2009).

Los principales tratamientos de agua residual municipal utilizados en el país son de origen biológico (Tabla 2.4). Tan sólo el 46.43% del caudal tratado se trató por medio de lodos activados, y el 15.59% se trató por medio de lagunas de estabilización. El Tratamiento Primario Avanzado (TPA), de origen fisicoquímico, se ubica en la tercera posición, al tratar 11.14% del caudal.

El TPA se utiliza en países nórdicos, principalmente en los países de la Península Escandinava y existen buenas experiencias del mismo en países como Francia, Canadá, Estados Unidos y España. En México, existen 17 plantas de tratamiento de aguas residuales en operación que utilizan el TPA, incluyendo a la planta Tanque Tenorio, en San Luis Potosí, que utiliza un proceso dual (TPA y un tratamiento secundario). Del caudal tratado exclusivamente por TPA, aproximadamente el 26% del efluente se reusa en el riego agrícola. El resto se destina a diferentes cuerpos receptores como el Océano Pacífico, el Golfo de California, los ríos Lerma, Atoyac y Alsesecca, y a distintos acuíferos, entre otros (CONAGUA, 2009).

Tabla 2.4 Principales procesos de tratamiento de aguas residuales municipales, 2008 (CONAGUA, 2009)

Proceso	Plantas		Capacidad instalada		Caudal Tratado	
	No.	%	L/s	%	L/s	%
Aerobio	7	0.34	311.5	0.26	134.6	0.15
Anaerobio	52	2.56	560.0	0.46	357.5	0.41
Biológico	18	0.89	342.0	0.28	268.5	0.3
Discos biológicos o biodiscos	8	0.39	794.5	0.66	464.5	0.53
Dual	10	0.49	4 676.0	3.87	4 175.6	4.74
Filtros biológicos o rociadores o percoladores	42	2.07	6 067.0	5.02	4 602.2	5.22
Fosa séptica	78	3.84	154.9	0.13	105.3	0.12
Fosa séptica + Filtro biológico	12	0.59	30.6	0.030	16.7	0.02
Fosa séptica + Wetland	68	3.35	162.6	0.13	93.3	0.11
Humedales (Wetland)	64	3.15	601.5	0.5	357.8	0.41
Lagunas aireadas	32	1.58	9 525.2	7.88	7 142.9	8.11
Lagunas de estabilización	707	34.84	19 837.5	16.41	13 738.1	15.59
Lodos activados	546	26.91	57 958.8	47.95	40 919.7	46.43
Primario avanzado	16	0.79	11 240.0	9.3	9 814.0	11.14
Primario o sedimentación	21	1.03	2 787.2	2.31	1 598.6	1.81
RAFA + Filtro biológico	24	1.18	135.3	0.11	79.0	0.09
RAFA o WASB	129	6.36	1 726.6	1.43	1 125.7	1.28
RAFA, WASB + Humedal	9	0.44	60.7	0.05	41.6	0.05
Reactor enzimático	61	3.01	143.5	0.12	109.6	0.12
Sedimentación + Wetland	18	0.89	36.1	0.03	24.7	0.03
Tanque Imhoff	61	3.01	601.1	0.5	410.2	0.47
Tanque Imhoff + Filtro biológico	19	0.84	80.3	0.07	36.5	0.04
Tanque Imhoff + Wetland	1	0.05	80.0	0.07	80.0	0.09
Terciario	2	0.1	75.0	0.06	66.0	0.07
Zanjas de oxidación	24	1.18	2 872.9	2.38	2 364.7	2.68
Total nacional	2 029	100	120 861	100	88 127.1	100

<sup>1</sup>RAFA: Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente

La Tabla 2.5 muestra las plantas municipales de tratamiento de aguas residuales en operación que utilizan TPA en México. La planta más grande es la planta Norte, en Chihuahua, en el municipio de Juárez. Ésta planta tiene un capacidad instalada de 2500 L/s, aunque se tratan únicamente 1500.0 L/s. Por otro lado, Puebla es el estado con mayor número de plantas que utilizan TPA al contar con cuatro plantas, las cuales tratan un total de 1980.0 L/s de aguas residuales municipales.

Tabla 2.5 Plantas municipales de tratamiento de aguas residuales en operación en México y que utilizan un tratamiento primario avanzado (CONAGUA, 2009)

Estado	Municipio	Nombre de la planta	Capacidad instalada (L/s)	Caudal tratado (L/s)	Cuerpo receptor o reúso	Observaciones
Baja California	Tijuana	Binacional o Pitar	1100.0	1322.0	Océano Pacífico	Se construye tratamiento secundario en cumplimiento al acta 283 de la CILA, se cumplirá en el año 2011.
Campeche	Campeche	La Novia del Mar	10.0	3.0	Acuífero	La opera el Municipio
Campeche	Campeche	Siglo XXI	20.0	6.0	Acuífero	Operada por el H. Ayuntamiento de Campeche. Planta Krofta
Chihuahua	Juárez	Norte	2500.0	1500.0	Riego agrícola	El gasto tratado está disminuyendo debido al incremento en la micromedición del 35% al 82% en el periodo de 2002-2005 y al cambio de densidad de población del área que drena hacia la planta ya que el área habitacional tiende a ser comercial.
Chihuahua	Juárez	Sur	1000.0	1000.0	Riego agrícola	Inició operación en 2000
Distrito Federal	Tláhuac	San Andrés Mixquic	30.0	30.0	Riego de hortalizas	Opera SACM
Guanajuato	Salamanca	Termoeléctrica	160.0	160.0	Río Lerma	Opera CFE
Guanajuato	Victoria	Victoria	5.0	5.0		
Guerrero	Acapulco de Juárez	Aguas Blancas	1350.0	1350.0	Playa olvidada	Rehabilitación, segunda etapa Fondo Concursable 2009. Se rehabilitaron colectores y se amplió la zona de influencia de la PTAR.

Continuación Tabla 2.5 Plantas municipales de tratamiento de aguas residuales en operación en México y que utilizan un tratamiento primario avanzado (CONAGUA, 2009).

Estado	Municipio	Nombre de la planta	Capacidad instalada (L/s)	Caudal tratado (L/s)	Cuerpo receptor o reúso	Observaciones
Jalisco	Tlajomulco de Zúñiga	El Refugio	5.0	5.0	Río Corona – Río Santiago	
Puebla	Puebla	Atoyac Sur	400.0	200.0	Río Atoyac	Inició operación en 2001
Puebla	Puebla	Puebla Alesseca	700.0	500.0	Río Alesseca	Inició operación en 2002
Puebla	Puebla	Puebla Barranca del Conde	340.0	180.0	Río Atoyac	Inició operación en 2002
Puebla	Puebla	Puebla San Francisco	1100.0	1100.0	Río Atoyac	Inició operación en 2002
San Luis Potosí	San Luis Potosí	Tanque Tenorio	1050.0	1000.0	Riego agrícola/ uso industrial	Inició operación en 2005. Proceso dual: Primario avanzado 600 L/s, secundario 450 L/s.
Sinaloa	Culiacán	Culiacán Norte	1700.0	1533.0	Dren Cedritos	Inició operación en 2001 / Construida por contrato de prestación de servicio con financiamiento parcial privado.
Sinaloa	Mazatlán	El Crestón	820.0	920.0	Golfo de California	Rehabilitada-ampliada en 1997-2001. Emisor submarino para descarga aguas tratadas, calidad de agua a la salida de planta con proyecto reconversión secundario que es dato de aforo durante el año.

## 2.3 Tratamiento Primario Avanzado (TPA)

### 2.3.1 Historia

El proceso de coagulación-floculación tiene más de 100 años de aplicación y se dejó de emplear en agua residual doméstica en 1930 a favor de los procesos biológicos, en particular del proceso de lodos activados, debido a las dosis tan altas de sales metálicas y al elevado costo ocasionado por el tratamiento de la gran cantidad de lodos generados (Shao *et al.*, 1996). Actualmente, su aplicación ha retornado con dos fines: la eliminación del fósforo y la obtención de efluentes de calidad media a costos inferiores a los convencionales (biológicos). Este nuevo auge se debe también a la rentabilidad del proceso puesto que la síntesis de nuevos polímeros de alta eficiencia a costos más bajos permite emplear bajas dosis de coagulantes y producir menor cantidad de lodos (Jiménez *et al.*, 1998).

### 2.3.2 Fundamentos teóricos (Coagulación, Floculación)

#### 2.3.2.1 Fuerzas coloidales

Las partículas coloidales encontradas en las aguas residuales tienen, en general, una carga negativa. El tamaño de los coloides (entre 0.01 y 1 $\mu$ m) es tal que las fuerzas de atracción entre las partículas es mucho menor que las fuerzas de repulsión eléctricas. Bajo estas condiciones estables, el movimiento Browniano, un movimiento aleatorio, mantiene las partículas en suspensión. La coagulación se refiere a todas las reacciones y mecanismos involucrados en la desestabilización química de estas partículas. La floculación es el proceso mediante el cual el tamaño de las partículas aumenta como resultado de las colisiones entre partículas (Metcalf & Eddy, 2003).

Diversas teorías han sido formuladas para describir la partícula coloidal y las fuerzas que la rodean. Una de ellas es la teoría de la doble capa. Cuando la superficie del coloide o partícula adquiere carga, algunos iones de carga contraria (conocidos como contraiones) se adhieren a la superficie y quedan retenidos allí gracias a las fuerzas electrostáticas y de Van der Waals que resisten la agitación térmica (Figura 2.2). La doble capa consiste en una capa compacta (capa de Stern) en la que el potencial desciende de  $\psi_0$  a  $\psi_s$  y en una capa difusa en la que el potencial baja de  $\psi_s$  a 0 en el seno de la solución.

El potencial zeta corresponde al potencial medido en la superficie que encierra la capa fija de iones adherida a la partícula. A medida que disminuye el potencial zeta, las partículas pueden aproximarse cada vez más aumentando la posibilidad de una colisión. En un sistema convencional

de clarificación con un pH de 6 a 8, los coagulantes proporcionan las cargas positivas para reducir la magnitud del potencial zeta. La coagulación se presenta de un potencial zeta ordinario a uno que es aun ligeramente negativo, de manera que por lo general no se requiere que la carga sea neutralizada por completo. Si se añade demasiado coagulante, la superficie de la partícula se cargará positivamente (un potencial zeta positivo), y la partícula volverá a dispersarse (Nalco Chemical Company, 1990)

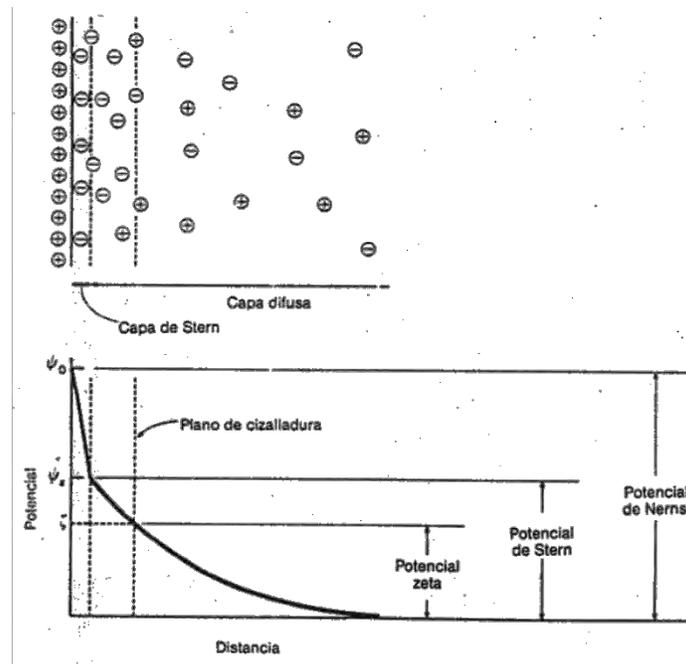


Figura 2.2 Modelo de Stern de la doble capa eléctrica (Shaw, 1966) (Metcalf & Eddy, 1996)

El potencial zeta se determina indirectamente al observar en el microscopio los movimientos de las partículas. Las medidas del potencial zeta se han empleado con éxito para controlar la dosis de coagulantes en las plantas. Sin embargo, las lecturas por sí solas no son confiables para seleccionar el mejor coagulante debido a que varía según la naturaleza de los componentes de la solución, y, por tanto no se trata de una medida que pueda repetirse (Nalco Chemical Company, 1990; Metcalf & Eddy, 2003).

La agregación de partículas se consigue mediante (1) la adición de iones que serán absorbidos o reaccionarán con la superficie del coloide para disminuir la carga de superficie del coloide para disminuir la carga de superficie, o la adición de electrolitos, que produzcan el efecto de reducir el espesor de la capa difusa eléctrica y por tanto, reduzcan el potencial zeta; (2) la adición de polielectrolitos que eliminen partículas por medio de adsorción u en la formación de puentes entre

ellas, y (3) la adición de productos químicos que formen iones metálicos hidrolizados (Metcalf & Eddy, 2003).

### 2.3.2.2 El Tratamiento Primario Avanzado (TPA)

El TPA, junto con la coagulación-floculación convencional y la coagulación-floculación de dos etapas, es una configuración común del tratamiento por coagulación-floculación (Figura 2.3). El proceso utiliza comúnmente sales de Fe(III) y Al(III) como coagulantes:  $\text{FeCl}_3$ ,  $\text{AlCl}_3$  y  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ , aunque últimamente es frecuente el uso de coagulantes pre-polimerizados, como el polihidroxiclorosulfato de aluminio (PAC). Estas sales se utilizan solas o en combinación con sales de calcio y polímeros como floculantes (Rodríguez Vidal, 2003).

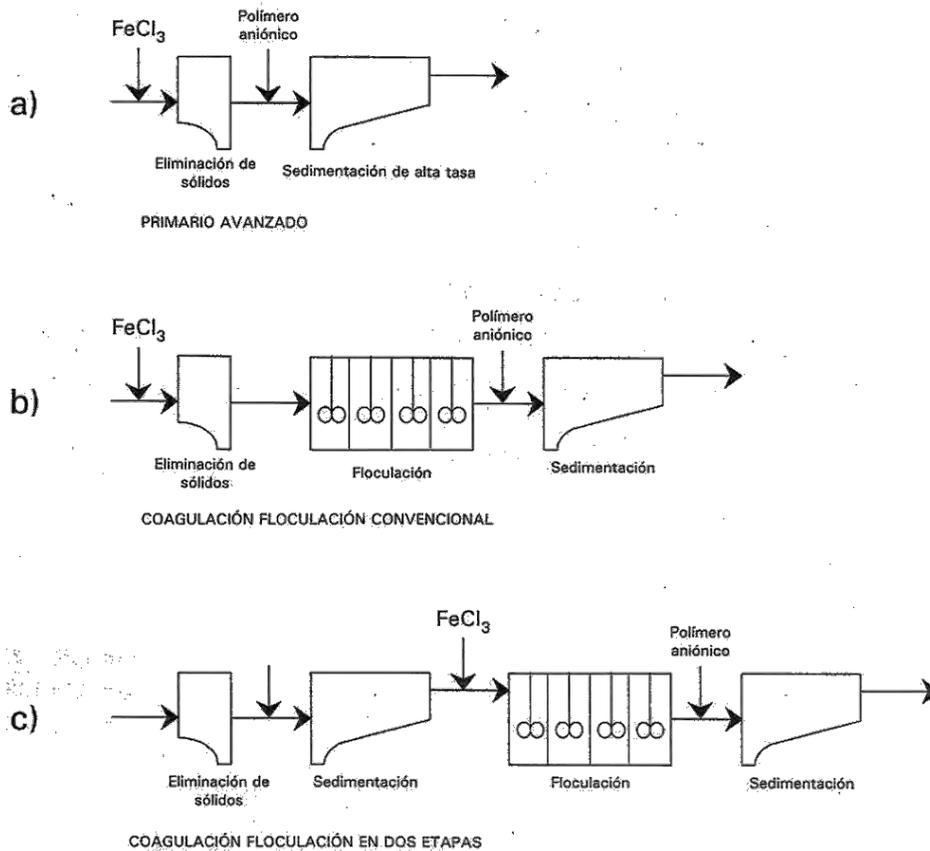
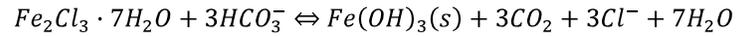
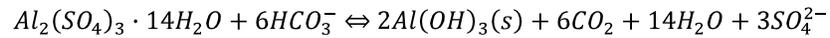


Figura 2.3 Configuraciones básicas del TPA (Shao et al., 1996)

Las sales más utilizadas son las de aluminio y las de hierro. Cuando se adicionan estas sales se producen una serie de reacciones muy complejas donde los productos de hidrólisis son más eficaces que los iones mismos; estas sales reaccionan con la alcalinidad del agua y producen los hidróxidos de aluminio o hierro que son insolubles y forman precipitados. Las principales reacciones del sulfato de aluminio y del cloruro férrico con la alcalinidad del agua son (Davis *et al.*, 2005):



El TPA se aplica cuando los requerimientos del efluente son menores al tradicional 30/30 (DBO/SST) definido para efluentes secundarios, cuando el agua se desea emplear para riego y es necesario mantener su propiedad de aportar al suelo nitrógeno, fósforo y materia orgánica, o bien, cuando la descarga del efluente es hacia el mar en zonas de alta dilución y resulta intrascendente pagar por un efluente de mejor calidad. Este tratamiento se aplica también en situaciones específicas, por ejemplo, cuando:

- Existe gran cantidad de compuestos en estado coloidal o suspendido, que son o no tóxicos.
- Los componentes del agua residual no son biodegradables.
- Se desea garantizar la sedimentación de los sólidos.
- Se desea aumentar la eficiencia de procesos subsecuentes de remoción (pre-tratamiento)

Este proceso remueve entre 80 y 85% de sólidos suspendidos (SST), 50 a 55% de Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) y 31% PT (Jiménez, 2002). Bajas dosis de coagulante complementadas con polímeros aniónicos de alto peso molecular durante la etapa de floculación, eliminan un porcentaje bajo de materia orgánica y elimina nutrientes sólo en la proporción necesaria para conservar su valor nutricional.

El TPA presenta ventajas ante los procesos biológicos debido a que es un proceso compacto con tiempos de tratamiento (coagulación, floculación y sedimentación) de 15 a 45 minutos. También es posible tratar flujos variables de aguas residuales combinadas al eliminar metales pesados como Pb, Zn y Cu con eficiencias de alrededor del 70% (Jiménez, 2002). El tratamiento elimina también partículas tanto de carácter orgánico (virus, bacterias, algas, etc.) como inorgánico (óxidos metálicos, arcillas, etc.); además de contribuir a la eliminación de materia orgánica disuelta (Rodríguez Vidal, 2003). El TPA es adecuado para países en vías de desarrollo debido a sus bajos costos de inversión y de operación y mantenimiento (Shao *et al.*, 1996).

### 2.3.3 Variables de control del proceso

Es necesario tener en cuenta los siguientes factores con la finalidad de optimizar el proceso de coagulación. La interrelación entre cada uno de ellos permiten predecir cuáles son las cantidades de los coagulantes a adicionar en el agua:

### 2.3.3.1 pH

Los iones aluminio y hierro sufren reacciones de hidrólisis rápida en contacto con el agua. Son los productos de hidrólisis los que causan la desestabilización de partículas a través de neutralización de las cargas. La hidrólisis depende en gran medida del pH y de la concentración del coagulante.

Los diagramas de la Figura 2.4 muestran la composición de equilibrio de las soluciones en contacto con los hidróxidos recién formados. Las áreas sombreadas son las regiones en las que se opera en general en el tratamiento de agua. Se observa que utilizando dosis típicas de sulfato de aluminio o hierro (10-100 mg/L), las especies predominantes son los hidróxidos metálicos insolubles. Las especies formadas a partir del sulfato de hierro son más insolubles que las formadas a partir del sulfato de aluminio, y lo son a un rango de pH más grande (Stumm, W., O'Melia, C.R., 1968).

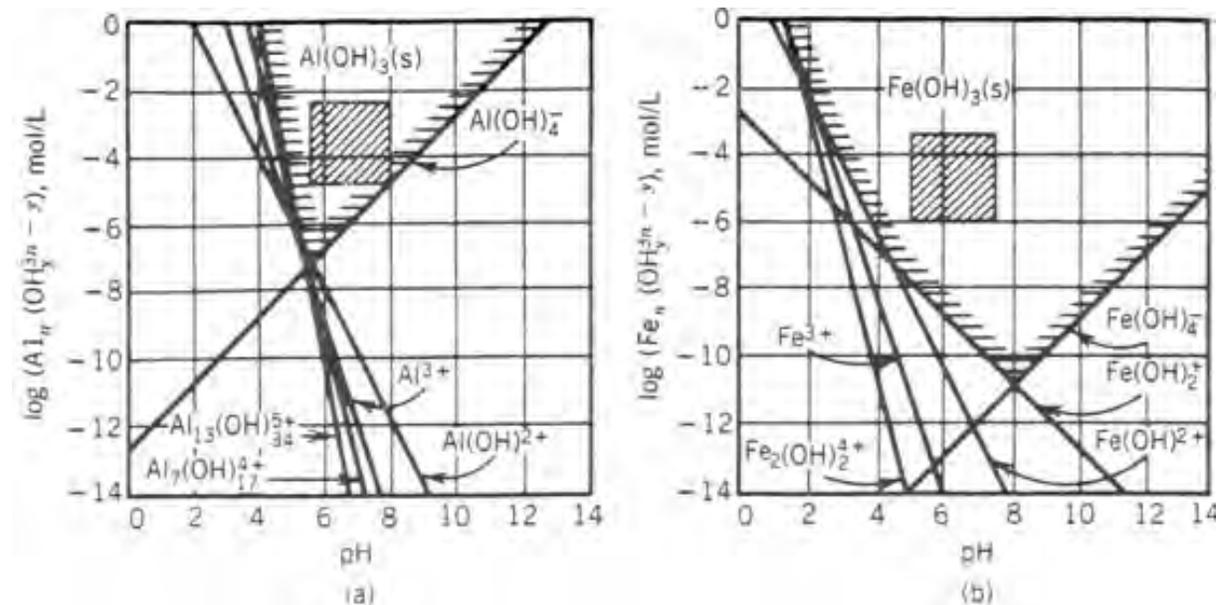


Figura 2.4 Composición de equilibrio de las soluciones en contacto con los hidróxidos recién formados (Stumm, W., O'Melia, C.R., 1968) (Montgomery, 1985)

Si el pH no está dentro del intervalo adecuado, la clarificación es pobre y pueden solubilizarse el hierro o el aluminio. Cuanto menor sea la dosis de coagulante, tanto mayor será la sensibilidad del floculo a cambios en el pH (Figura 2.5). En el tratamiento de agua que implica la remoción de turbiedad y color, el pH durante la coagulación varía entre 6 y 8, se evitan valores menores a 6 por la corrosión (Nalco Chemical Company, 1990; Stumm, W., O'Melia, C.R., 1968).

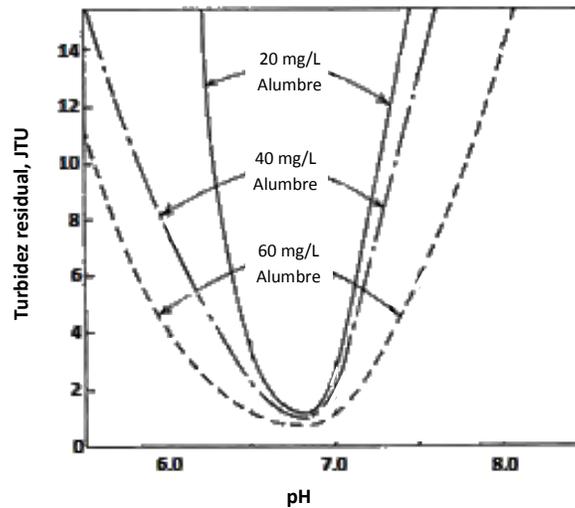


Figura 2.5 Efecto de la dosificación del coagulante sobre las limitaciones en el intervalo de pH (Nalco Chemical Company, 1990)

#### 2.3.3.2 Dosis de coagulante

Poca cantidad de coagulante no neutraliza totalmente la carga de la partícula, la formación de los flóculos es muy escasa, por lo tanto la turbiedad residual es elevada. Una alta cantidad de coagulante produce la inversión de la carga de la partícula, conduce a la formación de gran cantidad de flóculos con tamaños muy pequeños cuyas velocidades de sedimentación son muy bajas, por lo tanto la turbiedad residual es igualmente elevada (Andía Cárdenas, 2000).

#### 2.3.3.3 Sales disueltas

Las sales contenidas en el agua influyen de la siguiente manera en la coagulación y en la floculación (Andía Cárdenas, 2000):

- Modifican el rango de pH óptimo
- Modifican el tiempo requerido para la floculación
- Modifican la cantidad de coagulantes requeridos
- Modifican la cantidad residual del coagulante en el efluente.

#### 2.3.3.4 Temperatura del agua

La disminución de 1 °C en la temperatura del agua conduce a la formación de corrientes de densidad (variación de la densidad del agua) de diferentes grados que afectan a la energía cinética de las partículas en suspensión, por lo que la coagulación se hace más lenta; temperaturas muy elevadas desfavorecen igualmente a la coagulación. Una disminución de la temperatura del agua en una unidad conlleva a un aumento en su viscosidad provocando dificultades en la sedimentación de los flóculos (Andía Cárdenas, 2000).

#### *2.3.3.5 Mezcla*

El grado de agitación que se da a la masa de agua durante la adición del coagulante determina si la coagulación es completa. Turbulencias desiguales hacen que cierta porción de agua tenga mayor concentración de coagulantes y la otra parte tenga poco o casi nada; la agitación debe ser uniforme e intensa en toda la masa de agua, para asegurar que la mezcla entre el agua y el coagulante se ha completado y que se haya producido la reacción química de neutralización de cargas correspondiente (Andía Cárdenas, 2000).

#### *2.3.3.6 Turbiedad*

La turbiedad es una forma indirecta de medir la concentración de las partículas suspendidas en un líquido; mide el efecto de la dispersión que estas partículas presentan al paso de la luz; y es función del número, tamaño y forma de partículas. Para una turbiedad determinada existe una cantidad de coagulante, con la que se obtiene la turbiedad residual más baja, que corresponde a la dosis óptima (Andía Cárdenas, 2000).

#### *2.3.3.7 Sistema de aplicación del coagulante*

Se considera que una reacción adecuada del coagulante en el agua se produce cuando la adición de la dosis del coagulante es en forma constante y uniforme en la unidad de mezcla rápida, tal que el coagulante sea completamente dispersado y mezclado con el agua. El sistema de dosificación debe proporcionar un caudal constante y fácilmente regulable (Andía Cárdenas, 2000).

### **2.3.4 Aspectos de ingeniería**

La coagulación-floculación se realiza en dos etapas. En la primera etapa se realiza un mezclado rápido para dispersar el coagulante y favorecer el contacto con el agua, mientras que en la segunda se efectúa una mezcla lenta con la finalidad de promover la formación y el aumento de tamaño y/o densidad de los flóculos, los cuales son eliminados del agua por medios físicos como la sedimentación, flotación o filtración (Jiménez, 2002).

#### *2.3.4.1 La mezcla rápida*

El mezclador rápido tiene el propósito de dispersar rápida y uniformemente el coagulante a través de toda la masa o flujo de agua. La mezcla rápida puede efectuarse mediante turbulencia, provocada por medios hidráulicos o mecánicos.

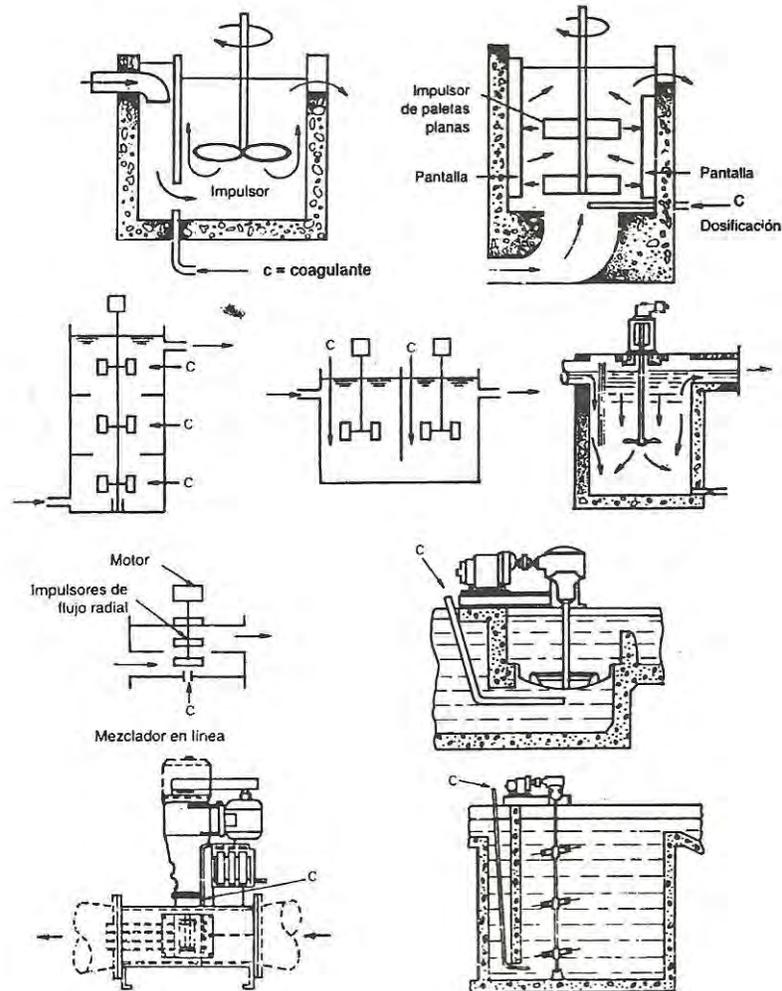


Figura 2.6 Mezcladores mecánicos (Romero Rojas, 2006)

En los mezcladores mecánicos la mezcla se induce a través de impulsores rotatorios de tipo de hélice o turbina, proyectados generalmente en tanques circulares o cuadrados (Figura 2.6 y Figura 2.7). Los de hélice generan corrientes axiales fuertes que crean gran intensidad de mezcla y se han usado para mezcla de alta velocidad con rotaciones de hasta 2000 revoluciones por minuto. Los impulsores de paletas generan principalmente corrientes radiales y tangenciales, y se usan más en la floculación con velocidades rotacionales baja, 2-150 rpm, debido a la mayor área expuesta al agua.

En los mezcladores hidráulicos la mezcla se ejecuta como resultado de la turbulencia que existe en el régimen de flujo; se utilizan cuando se dispone de suficiente cabeza o energía en el flujo de entrada. En general se usan resaltos hidráulicos, canaletas Parshall, tubos venturi, dispersores de tubos perforados y tanques con baffles, para disipar energía en turbulencia y aprovecharla para la mezcla del coagulante (Figura 2.8).

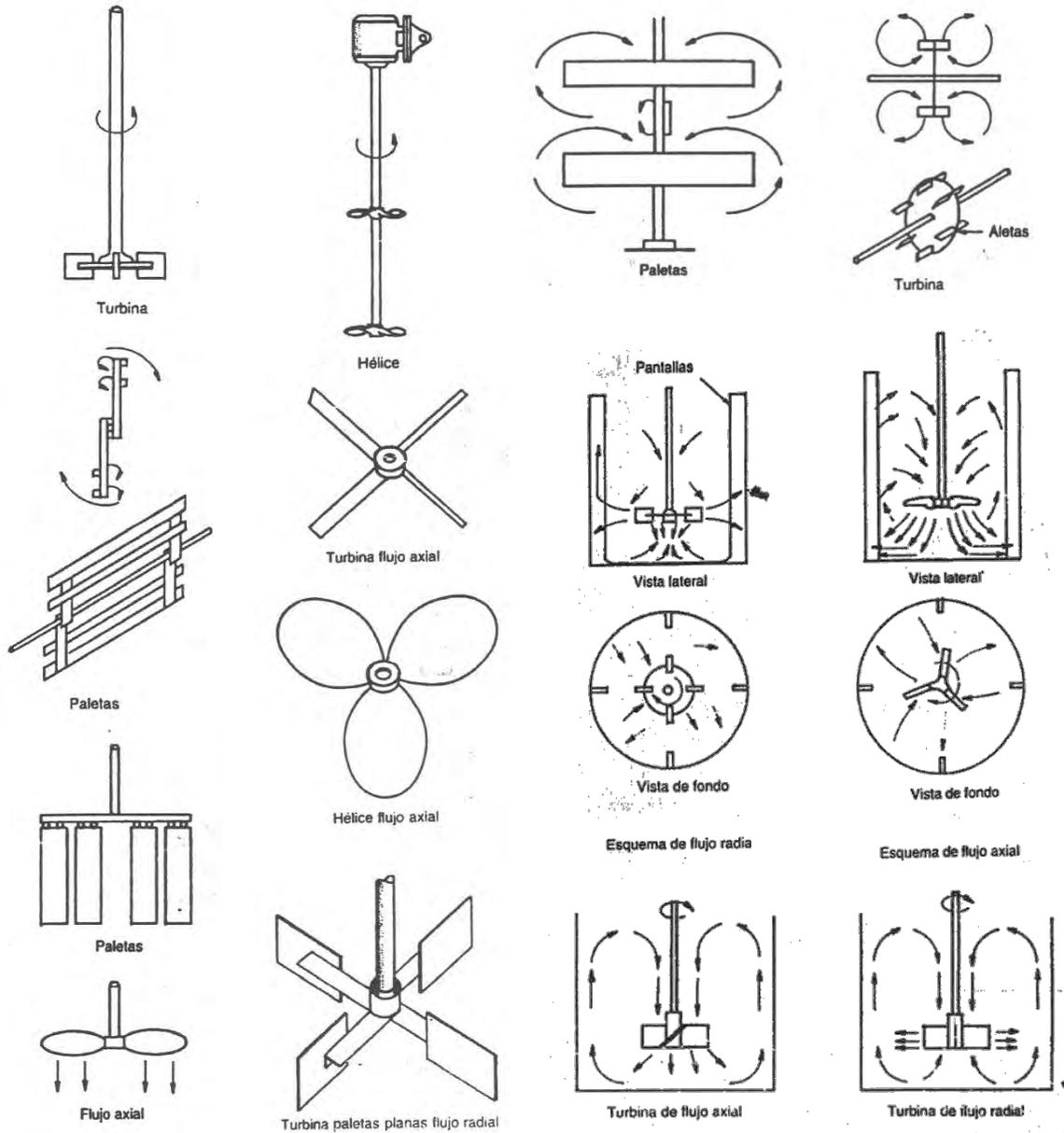


Figura 2.7 Tipos de agitadores (Romero Rojas, 2006)

El mezclador hidráulico tiene la ventaja de no requerir equipo mecánico, consideración muy importante en el diseño de plantas para lugares en los que no se dispone de personal capacitado para mantenimiento ni de suministro apropiado de repuestos.

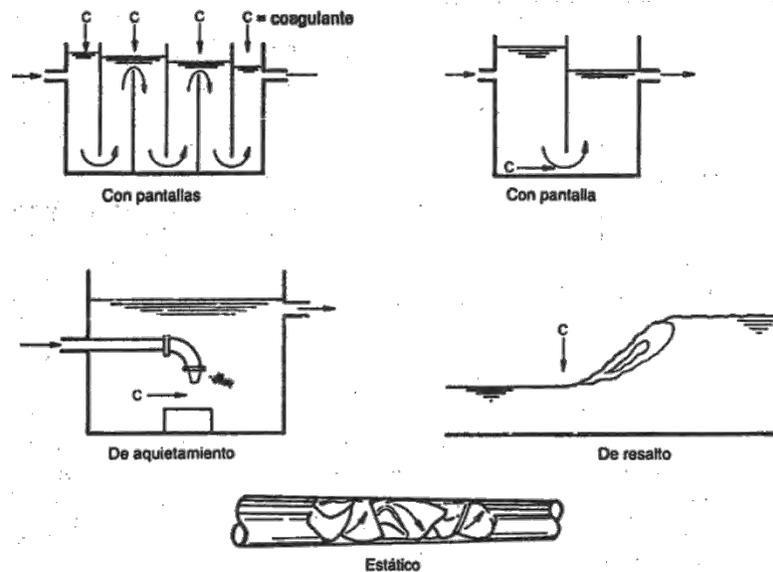


Figura 2.8 Mezcladores hidráulicos (Romero Rojas, 2006)

#### 2.3.4.2 Floculadores

El floculador es un tanque con algún medio de mezcla suave y lenta, con un tiempo de retención relativamente prolongado. La mezcla lenta para la floculación puede efectuarse mecánicamente, usando rotores de paletas, o hidráulicamente, como resultado del movimiento del agua (Figura 2.9).

Los floculadores hidráulicos más comunes son los de flujo horizontal y los de flujo vertical. El floculador de flujo horizontal consiste en un tanque de concreto dividido por tabiques, baffles o pantallas de concreto u otro material adecuado, dispuestos en tal forma que el agua haga un recorrido de ida y vuelta alrededor de los extremos libres de los tabiques. En el floculador de flujo vertical el agua fluye hacia arriba y hacia abajo, por encima y por debajo de los tabiques, pantallas o baffles que dividen el tanque. En la práctica, los floculadores hidráulicos de flujo horizontal se usan en plantas pequeñas, con caudales menores de 50 L/s; los de flujo vertical, que se construyen más profundos (2-3 m), para plantas grandes. En comparación con los floculadores mecánicos, se pueden señalar como desventajas la alta pérdida de carga (30-150 cm) y la poca flexibilidad de control en el grado de mezcla para caudales variables. Entre las ventajas se destacan la inexistencia de equipo mecánico y el mantenimiento mínimo.

En los floculadores mecánicos se introduce potencia al agua para asegurar una mezcla lenta mediante agitadores mecánicos. El tipo de agitador mecánico más usado es el de paletas, ya sean de eje horizontal o vertical, las cuales imparten un movimiento rotatorio al agua así como cierta turbulencia interna. Existen también impulsores de turbina y de flujo axial. Como el grado de

mezcla óptimo es variable, según la calidad del agua, se recomienda que el equipo agitador mecánico sea de velocidad variable.

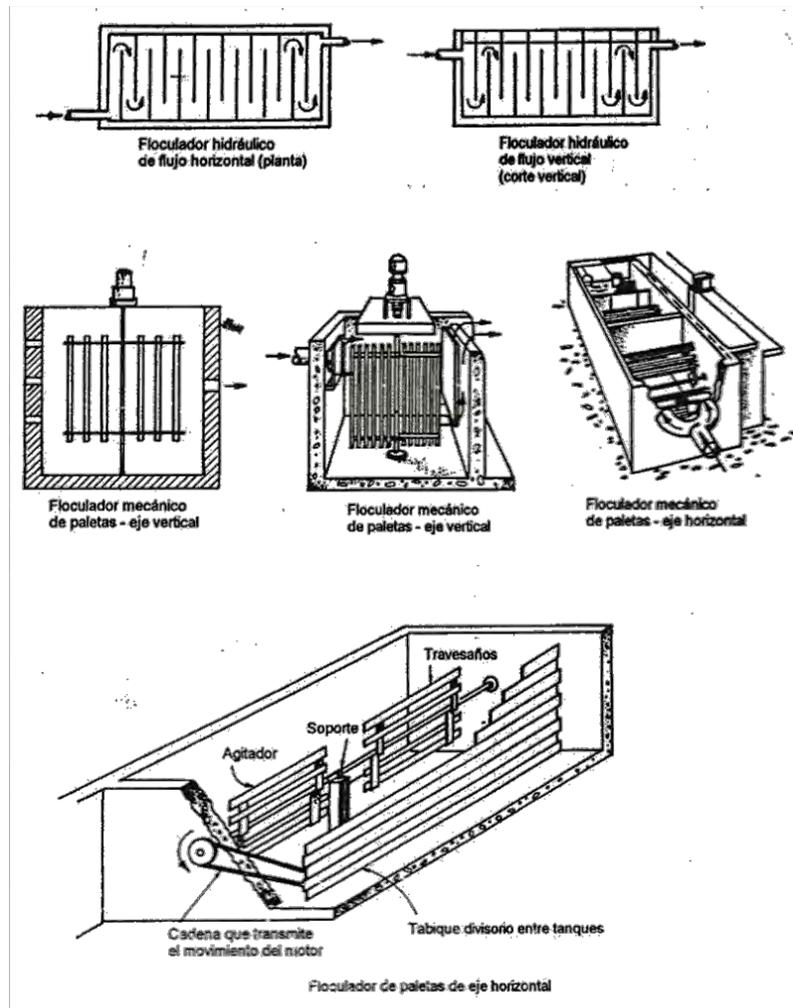


Figura 2.9 Tipos de floculadores (Romero Rojas, 2006)

### 2.3.5 Ejemplos de plantas con TPA

En los Ángeles, California, hasta 1996 la Planta "Hyperion", aún en operación, era la planta de tratamiento de agua residual más grande del sur de California, dando servicio a cuatro millones de personas. En la planta se procesaban aproximadamente  $150 \text{ m}^3/\text{s}$  de agua residual por medio de TPA. El TPA alcanzaba una remoción del 80-85% de SST y 50-55% de  $\text{DBO}_5$  con una dosis de  $10 \text{ mg/L}$  de  $\text{FeCl}_3$  y  $0.15 \text{ mg/L}$  de un polímero aniónico (Shao *et al.*, 1996). Otros ejemplos de plantas de tratamiento que utilizan TPA como proceso se muestran en las Figura 2.10 y Figura 2.11. Son plantas que se ubican en el país y que se encuentran en operación.

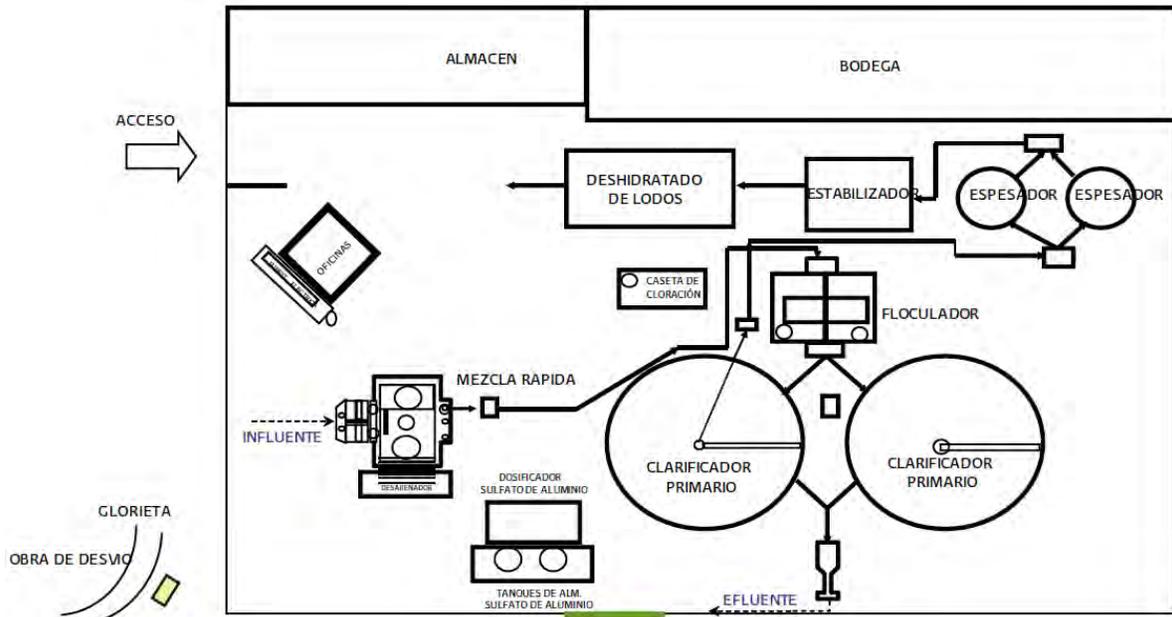


Figura 2.10 Planta Aguas Blancas, Acapulco, Guerrero. Capacidad: 1350 L/s (CONAGUA, 2009)

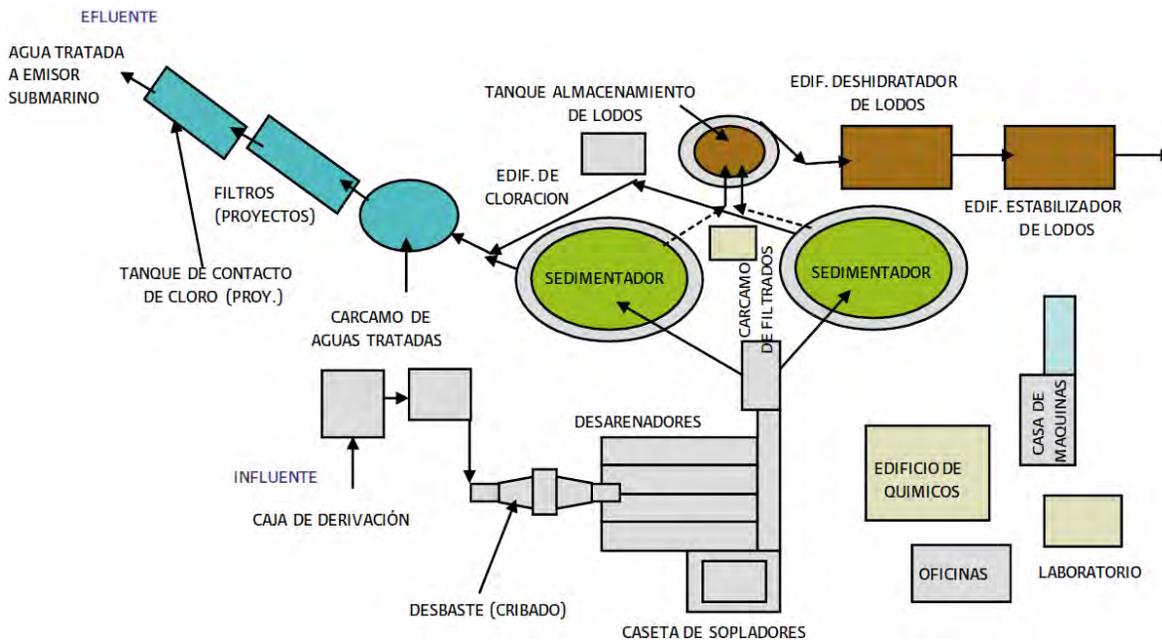


Figura 2.11 Planta El Crestón, Mazatlán, Sinaloa. Capacidad: 820 L/s (CONAGUA, 2009)

Finalmente, la Planta de Tratamiento de aguas residuales “Atotonilco”, aún en construcción, utilizará el TPA parcialmente. Será la más grande del país y se construirá en el municipio de Atotonilco de Tula, Hidalgo. La planta tendrá capacidad para tratar 23 m<sup>3</sup>/s de agua durante el estiaje mediante un proceso convencional (proceso biológico) y 12 m<sup>3</sup>/s en época de lluvias por medio de un proceso fisicoquímico (coagulación-floculación). El agua tendrá un destino agrícola al



- Control de precursores de subproductos de desinfección como trihalometanos y halogenuros orgánicos
- Mejora de la coagulación

El ozono se produce cuando las moléculas de oxígeno ( $O_2$ ) son disociadas por medio de una fuente de energía produciendo átomos de oxígeno que posteriormente chocan con una molécula de oxígeno para formar un gas inestable, el ozono ( $O_3$ ) (U.S. EPA, 1999). Las principales propiedades del ozono se resumen en la Tabla 2.6:

Tabla 2.6 Propiedades del ozono (Metcalf & Eddy, 2003)

Propiedad	Valor	Unidad
Peso molecular	48.0	g
Punto de ebullición	$-111.9 \pm 0.3$	$^{\circ}C$
Punto de fusión	$-192.5 \pm 0.4$	$^{\circ}C$
Calor latente de vaporización a $-111.9^{\circ}C$	14.90	kJ/kg
Densidad del líquido a $-183^{\circ}C$	1574	kg/m <sup>3</sup>
Densidad del vapor a $0^{\circ}C$ y 1 atm	2.154	g/mL
Solubilidad en el agua a $20.0^{\circ}C$	12.07	mg/L
Presión de vapor a $-183^{\circ}C$	11.0	kPa
Densidad de vapor comparada con aire seco a $0^{\circ}C$ y 1 atm	1.666	Sin unidad
Volumen específico de vapor a $0^{\circ}C$ y 1 atm	0.464	m <sup>3</sup> /kg
Temperatura crítica	-12.1	$^{\circ}C$
Presión crítica	5532.3	kPa

En medio acuoso el ozono es capaz de oxidar varios compuestos siguiendo dos rutas de reacción (Figura 2.13). Por reacción directa el ozono ataca en forma molecular ( $O_3$ ), mientras que las reacciones indirectas ocurren por la descomposición del ozono en radicales libres ( $OH^{\cdot}$ ) bajo condiciones de pH básicas o mediante el uso de promotores de las reacciones de descomposición ( $H_2O_2$ , UV, algunos metales, entre otros) Ambas reacciones pueden ocurrir de manera simultánea, predominando una u otra como resultado de las condiciones de reacción y de los constituyentes presentes en el agua (Ramírez-Hermenegildo, 2008).

En las reacciones directas el ozono actúa como un dipolo, como un agente electrofílico o como un agente nucleofílico. En cuanto a las reacciones indirectas, aproximadamente la mitad del ozono descompuesto se convierte a radicales  $OH^{\cdot}$ , siendo estos los oxidantes más reactivos. Pueden actuar sobre contaminantes orgánicos por extracción de H, adición  $OH^{\cdot}$  a un doble enlace o vía la reacción de transferencia de electrones (AWWA, 1991).

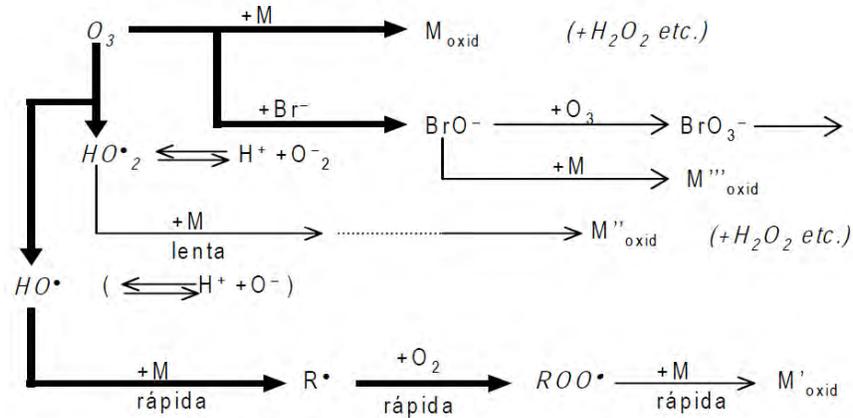


Figura 2.13 Rutas de reacción del ozono con compuestos orgánicos y formación de oxidantes secundarios (Hoigné, 1988)

## 2.4.2 El ozono como ayuda del proceso de coagulación

En la literatura se describen numerosos casos de la influencia positiva de la preozonación sobre la eliminación de partículas coloidales mediante coagulación. Los factores más influyentes en el efecto de la preozonación sobre la coagulación son: la composición del agua cruda, la dosis de ozono aplicada y la dosis de coagulante empleada.

### 2.4.2.1 Mecanismos de acción

Debido a la composición tan compleja del agua residual, es difícil elucidar los mecanismos involucrados en el proceso. Los principales mecanismos propuestos por los que el ozono puede influir en el proceso de coagulación son (Rodríguez Vidal, 2003):

*Incremento en la asociación del coagulante con la materia orgánica ozonada:* el término comúnmente empleado para describir la mezcla compleja de compuestos orgánicos presentes de manera natural en los recursos acuáticos es el de materia orgánica natural (MON) del agua (Navalón-Oltra, 2010). La ozonación provoca un aumento de los grupos carboxílicos en la moléculas de la MON del agua, con lo que aumenta la capacidad de complejación de la MON con las especies químicas provenientes de la hidrólisis del coagulante provocando una mayor formación de complejos insolubles Al-MON y una mayor adsorción de la MON sobre los flocúlos de  $Al(OH)_3(s)$ ; este mecanismo se aplica tanto a la MON soluble como a la MON adsorbida sobre las partículas coloidales minerales presentes en el agua (Chen, 1987) (Rodríguez Vidal, 2003). Un esquema de dicho mecanismo se muestra en la Figura 2.14:

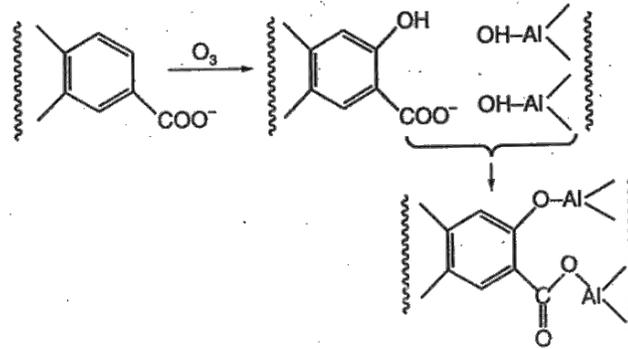


Figura 2.14 Asociación del coagulante con la materia orgánica ozonizada (AWWA, 1991) (Rodríguez Vidal, 2003)

*Aumento de la complejación del calcio con la materia orgánica ozonada:* el mayor número de grupos carboxilo en la MON ozonada aumenta la capacidad de complejación de ésta con el calcio; esto puede originar la precipitación de la MON soluble y provocar la desestabilización de las partículas coloidales presentes (que adsorben superficialmente parte de la MON) mediante la formación de puentes inter-partícula en las que participa el calcio (Figura 2.15). Dicho supuesto implica que la cantidad de calcio presente en el agua bruta puede influir en la acción del ozono sobre la coagulación (Chandrakanth *et al.*, 1996) (Rodríguez Vidal, 2003):



Figura 2.15 Formación de puentes inter-partícula en los que participa el calcio (AWWA, 1991) (Rodríguez Vidal, 2003)

*Eliminación de materia orgánica de la superficie de las partículas coloidales:* la adsorción de MON sobre las partículas coloidales minerales las confiere una carga superficial negativa, impidiendo su agregación y estabilizándolas en solución acuosa. La ozonación provoca una disminución del peso molecular medio de la MON adsorbida sobre las partículas, lo que puede originar la desorción de

parte de la MON adsorbida y de esta manera se favorece la agregación y desestabilización de las partículas (Figura 2.16). Este mecanismo sólo es aplicable al caso de coagulación de partículas coloidales (no al caso de MON disuelta) y puede no tener una influencia significativa en los efectos del ozono sobre la coagulación, ya que la cantidad de MON adsorbida sobre las partículas sólo representa una pequeña fracción de la MON total disuelta en el agua (Jekel, 1983) (Rodríguez Vidal, 2003).

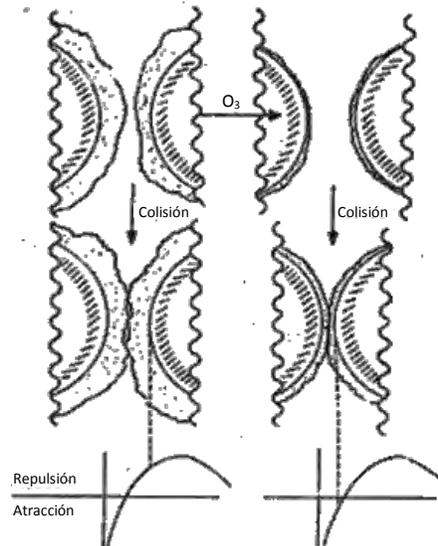


Figura 2.16 Desorción de la MON adsorbida y agregación de desestabilización de las partículas (AWWA, 1991) (Rodríguez Vidal, 2003)

*Polimerización de la materia orgánica:* la ozonación de la MON provoca la aparición de especies metaestables (peróxidos y radicales libres orgánicos) que pueden sufrir reacciones de condensación y polimerización, generando moléculas más grandes que pueden precipitar, adsorberse mejor sobre el flóculo de  $Al(OH)_3(s)$  (la coagulación elimina preferencialmente la MON de mayor peso molecular) o favorecer la desestabilización de las partículas coloidales minerales (que tienen MON adsorbida) mediante la formación de puentes interpartícula (Figura 2.17):

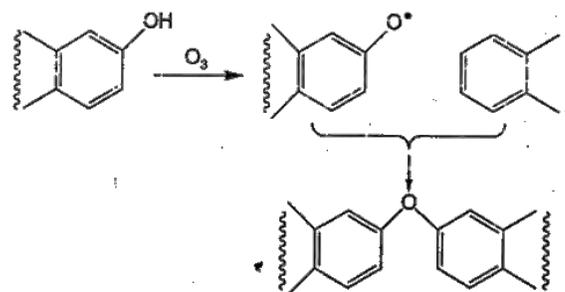


Figura 2.17 Polimerización de la materia orgánica (AWWA, 1991) (Rodríguez Vidal, 2003)

*Producción de coagulantes in situ:* muchas aguas tienen una concentración variable de metales de transición, como el Fe(II) y el Mn(II), que se encuentran principalmente formando complejos con la MON. La ozonación provoca la liberación del metal de dichos complejos y su posterior oxidación hasta especies insolubles:  $\text{Fe}(\text{OH})_3(\text{s})$  y  $\text{MnO}_2(\text{s})$ ; éstas pueden ayudar a la coagulación (coagulantes *in situ*) adsorbiendo la MON (Figura 2.18). La MON resultante tiene mayor capacidad para adsorberse sobre el floculo de  $\text{Al}(\text{OH})_3(\text{s})$ . Este mecanismo sólo se aplica para aguas con contenidos apreciables en dichos metales:

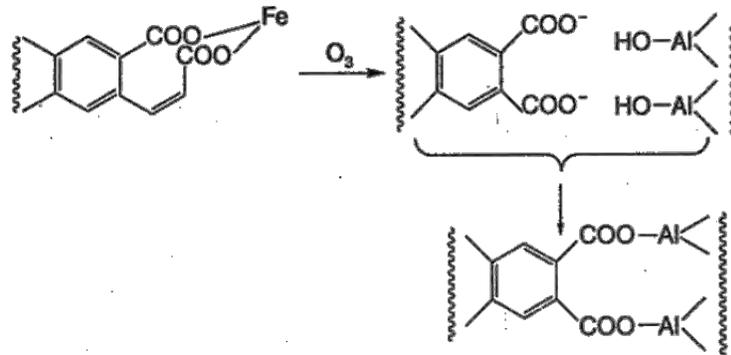


Figura 2.18 Producción de coagulantes in situ (AWWA, 1991) (Rodríguez Vidal, 2003)

*Reacción con productos liberados por las algas:* el ozono provoca la lisis de las algas, con la consiguiente liberación al agua de los biopolímeros contenidos en ellas (ácidos nucleicos, proteínas, polisacáridos como alginatos, etc.), los cuales pueden colaborar en la coagulación de las partículas coloidales presentes; este mecanismo sólo interviene en casos de presencia apreciable de algas (Figura 2.19)

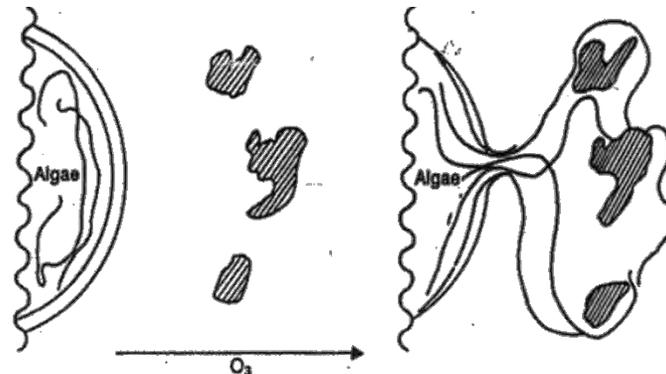


Figura 2.19 Reacción con productos liberados por las algas (AWWA, 1991) (Rodríguez Vidal, 2003)

#### 2.4.2.2 Casos de estudios y/o aplicaciones prácticas en aguas residuales

En general, se le ha dado gran interés al tratamiento de ozono para el tratamiento de agua potable, pero no a los efectos de éste sobre el proceso de floculación en el tratamiento físico-químico de aguas residuales domésticas e industriales. Orta de Velásquez *et al.* (1998) muestra que el ozono

tiene una influencia positiva en el proceso de coagulación-floculación de aguas residuales cuando se aplica en pequeñas cantidades ( $\approx 0.02$  g O<sub>3</sub>/g COT), tal como se reporta para el agua potable y de superficie.

Se determinó también que el ozono es más efectivo cuando se aplica justo después de la adición del coagulante. Los efectos positivos del proceso son la disminución de la dosis del coagulante y una mejor remoción de sólidos y otros parámetros fisicoquímicos como turbiedad y color; una menor cantidad de los lodos producidos debido a la disminución de la dosis de coagulante; una mayor velocidad de sedimentación; una vida útil más larga de los filtros, y una disminución de dosis de desinfectante (cloro) necesaria (Orta de Velásquez *et al.*, 1998).

Otro estudio confirma que la aplicación del ozono durante la coagulación mejora aún más el rendimiento del TPA que la pre-ozonación, logrando un mejor color y turbiedad, mientras que se reduce el volumen de lodos producidos y se aumenta considerablemente la velocidad de sedimentación de los flóculos debido a que su densidad es mayor. Existe una dosis óptima en la que la mejora del ozono durante el TPA muestra una mayor remoción de SST y turbiedad, y en consecuencia, la dosis de coagulante puede ser reducida (Campos-Reales-Pineda *et al.*, 2008).

### **2.4.3 Desinfección de aguas residuales**

#### *2.4.3.1 Aspectos generales*

Las actividades de desinfección son consideradas como los mecanismos principales en la desactivación o destrucción de los organismos patógenos para prevenir la dispersión de enfermedades transmitidas a través del agua tanto a los usuarios como al ambiente. Es muy importante que las aguas residuales sean tratadas adecuadamente antes de realizarse las actividades de desinfección para que la acción de cualquier desinfectante sea eficaz (U.S. EPA, 1999).

La elección de un proceso de desinfección es generalmente llevada a cabo de acuerdo a varios criterios, como la relación costo-efectividad, seguridad, impacto ambiental y salud pública, entre otros. Actualmente la cloración es el método más utilizado, sin embargo la producción indeseable de subproductos luego de la cloración y su ineficiencia para eliminar ciertos microorganismos a bajas dosis conducen a la búsqueda de nuevas tecnologías (Xu *et al.*, 2002). La Tabla 2.7 presenta una comparación técnico-económica de procesos avanzados de desinfección en el tratamiento de aguas residuales.

El ozono fue utilizado por primera vez como desinfectante de agua potable en Europa a principios de los años 1900's. Su uso incrementó y se difundió a los países de Europa del Este y eventualmente a Estados Unidos, en donde se utiliza como desinfectante de aguas residuales desde 1975 (Metcalf & Eddy, 2003, Lazarova *et al.*, 1999).

Tabla 2.7 Comparación técnico-económica de tecnologías avanzadas de desinfección de aguas residuales (Lazarova *et al.*, 1999)

Parámetro	Cloración	Radiación UV	Ozonación	Microfiltración	Ultrafiltración
Seguridad	+	+++	++	+++	+++
Remoción bacteriológica	++	++	++	+++	+++
Remoción de virus	+	+	++	+	+++
Remoción de protozoarios	-	-	++	+++	+++
Crecimiento bacteriano	+	+	+	-	-
Toxicidad residual	+++	-	+	-	-
Subproductos	+++	-	+	-	-
Costos de operación	+	+	++	+++	+++
Costos de inversión	++	++	+++	+++	+++

“-” Ninguno; “+” Bajo; “++” Medio; “+++” Alto

El ozono es un fuerte agente oxidante, efectivo en la destrucción de bacterias, virus, pero también en la de parásitos protozoarios formadores de quistes como *Giardia* y *Cryptosporidium* que son particularmente resistentes a la mayoría de los desinfectantes (Perrine, 1990). Los mecanismos de desinfección asociados con el uso del ozono incluyen (U.S. EPA, 1999):

- La oxidación o destrucción directa de la pared de la célula con la salida de componentes celulares.
- Las reacciones con los subproductos radicales de la descomposición del ozono.
- El daño a los componentes de los ácidos nucleicos (purinas y piridinas).
- La ruptura de las uniones de carbono-nitrógeno que conduce a la despolimerización

Los radicales libres formados luego de la descomposición del ozono, peróxido de hidrógeno (HO<sub>2</sub>) e hidróxido (HO), tienen grandes poderes oxidantes, y son probablemente la forma activa de los procesos de desinfección. Estos radicales libres también poseen el poder oxidante para reaccionar con otras impurezas en soluciones acuosas. En general se cree que las bacterias son destruidas debido a la oxidación protoplasmática, dando como resultado la desintegración de la pared de la célula (fisuramiento o lisis de la célula). La eficiencia de la desinfección depende de la susceptibilidad de los organismos a ser tratados, del tiempo de contacto y de la concentración de ozono (U.S. EPA, 1999).

#### 2.4.3.2 Ventajas y desventajas de la desinfección con ozono

La ventaja más importante de la ozonación es la alta eficiencia de desinfección de todos los patógenos de cuidado del agua residual (bacterias, virus y parásitos), en particular por el interés creciente por la eliminación de microorganismos transmisores de epidemias, como lo son virus y *Guardia* y *Cryptosporidium* (Lazarova *et al.*, 1999). Incluso, se ha encontrado que el ozono es efectivo para eliminar huevos de helminto a un pH básico y con una dosis de 18.4 mg O<sub>3</sub>/min durante dos horas, dependiendo de la especie (Orta de Velásquez *et al.*, 2002). Después del proceso de ozonación, los microorganismos no crecen nuevamente, a excepción de aquellos que están protegidos por las partículas en la corriente de agua residual (U.S. EPA, 1999).

La ozonación también promueve la calidad del agua al tener la capacidad de controlar problemas de olor, sabor y color y es una solución viable para plantas de tratamiento grandes debido a que utiliza un periodo corto de contacto (aproximadamente de 10 a 30 minutos). Además, no existen residuos peligrosos que necesiten ser removidos después del proceso de ozonación puesto que el producto de su descomposición es oxígeno disuelto (O.D.). Incluso, el incremento en el O.D. puede eliminar la necesidad de reaeración y también puede incrementar el nivel de O.D. en la corriente de agua receptora (Metcalf & Eddy, 2003; U.S. EPA, 1999).

Por otro lado, al generar el ozono dentro de la planta, se presentan pocos problemas de seguridad industrial asociados con el envío y el transporte. Sin embargo, es irritante y posiblemente tóxico, y los gases de escape deben de ser destruidos por la seguridad de los trabajadores (U.S. EPA, 1999).

La ozonación es una tecnología más compleja que la cloración o la desinfección con luz ultravioleta por lo que son necesarios personal altamente capacitado, equipos más complicados y sistemas de contacto eficientes, además de que debe producirse eléctricamente en la medida en que es empleado, no puede almacenarse y es difícil adaptarlo a las variaciones de carga y de la calidad del agua del influente. La ozonación es un tratamiento cuyo costo puede ser relativamente alto en cuanto a la inversión de capital y a la demanda de energía eléctrica (Jiménez, 2002, U.S. EPA, 1999).

#### 2.4.3.3 Condiciones de proceso

Los componentes de un sistema de desinfección utilizando ozono, incluyen la preparación del gas de alimentación, la generación del ozono, el contacto con el ozono, y la destrucción del ozono. La Figura 2.20 muestra un diagrama linear del proceso de desinfección con ozono.

El aire o el oxígeno puro se utilizan como fuente de oxígeno en el gas de alimentación, el cual es transmitido al generador de ozono a una tasa establecida de flujo. La fuente de energía para la

producción es generada mediante una descarga eléctrica en un gas que contenga oxígeno. Los generadores de ozono son comúnmente clasificados de acuerdo a:

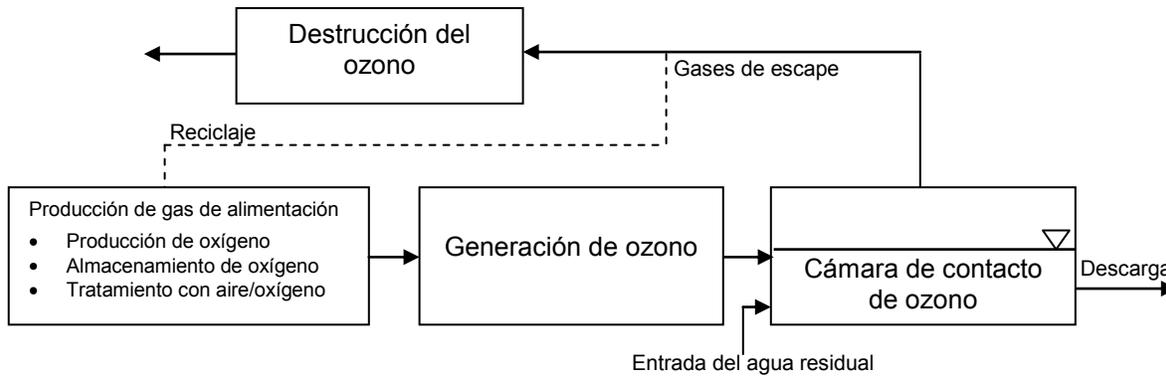


Figura 2.20 Diagrama del proceso de ozonación (U.S. EPA, 1999)

- El mecanismo de control (voltaje o unidad de frecuencia).
- El mecanismo de enfriamiento (agua, aire o agua más aceite).
- El arreglo físico de las placas dieléctricas (vertical u horizontal).

El método de descarga eléctrica es la fuente de energía más comúnmente utilizada para la producción de ozono. El aire extremadamente seco u oxígeno puro se exponen a una descarga controlada y uniforme de alto voltaje a una frecuencia alta o baja. El punto de condensación del gas de alimentación debe ser igual o menor de  $-60\text{ }^{\circ}\text{C}$ . La corriente de gas generada del aire contiene cerca del 0.5 a 3.0 % de ozono por peso, mientras que el oxígeno puro genera aproximadamente de 2 a 4 veces esa concentración. El ozono alimentado a una cámara de contacto de flujo vertical que contiene el agua residual para ser desinfectada. El propósito principal de la cámara de contacto es transferir el ozono que se encuentra dentro de la burbuja de gas al cuerpo del líquido mientras que se permite el tiempo de contacto necesario para la desinfección (U.S. EPA, 1999).

Desde un punto de vista operativo, la transferencia de ozono de la fase gaseosa al agua resulta ser el paso crítico para la inactivación de coliformes fecales con el ozono, debido a la cinética tan rápida entre el ozono y las bacterias coliformes. No se observan diferencias en la inactivación a diferentes tiempos de retención hidráulica, para una misma dosis de ozono transferida a un efluente. Como consecuencia, el enfoque "Ct" comúnmente aplicado en el tratamiento de agua potable no debe utilizarse para la ozonación de aguas residuales. El diseño de las cámaras de contacto entre el agua residual y el ozono se debe basar en la mayor transferencia de masa en el tiempo de contacto más corto (Janex *et al.*, 2000; Xu *et al.*, 2002).

La calidad de las aguas residuales a ser tratadas influye en gran medida en la eficiencia de la ozonación (Janex *et al.*, 2000; Lazarova *et al.*, 1999; Savoye *et al.*, 2001). De acuerdo a los resultados obtenidos de cuatro distintas plantas de tratamiento de aguas residuales en Francia, Reino Unido, Estados Unidos y Argentina, se encontró que los efluentes pueden ser clasificados en cuatro categorías principales, que van desde agua pre-tratada hasta efluentes filtrados (tratamiento terciario) de acuerdo a su concentración en SST y en DQO (Tabla 2.8).

Tabla 2.8 Categorías de los efluentes de agua residual, con base a la concentración de SST y de DQO (Janex *et al.*, 2000)

Tipo de Agua Residual	Efluente Terciario	Efluente Secundario			Efluente Primario		Efluente Pretratado
Categoría	III	Ila	Ilb	IIIc	Ia	Ib	O
Ubicación	Indianápolis	Evry II	Washington	Buenos Aires	Evry I	Buenos Aires	Buenos Aires
Parámetro							
SST, mg/L	1-4	4-7	10-35	40-60	60-120	40-70	100-400
DQO, mgO <sub>2</sub> /L	30±10	40±15	80±15	140±30	470±100	240±80	400±200

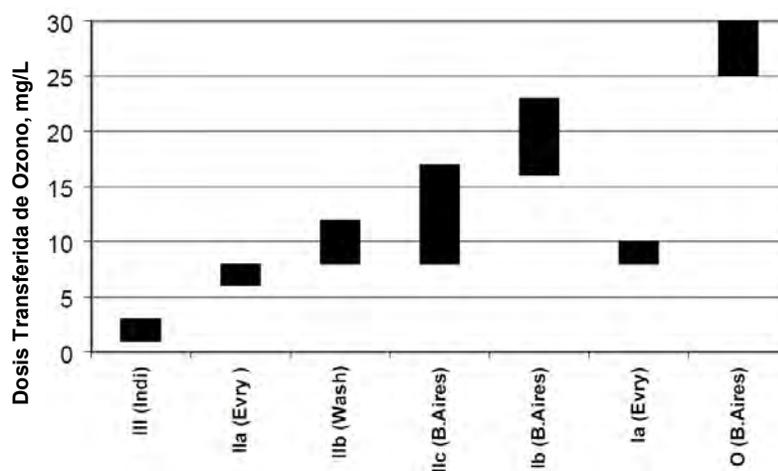


Figura 2.21 Intervalos de dosis transferida de ozono requerida para una reducción en coliformes fecales de 2-log (Janex *et al.*, 2000)

Se encontró que la dosis transferida de ozono requerida para un efluente terciario es de alrededor de 2 mg/L, de 6 a 17 mg/L para efluentes secundarios y de 25 a 30 mg/L para agua pre-tratada (Figura 2.21). Es importante mencionar las diferencias en los parámetros de diseño de las distintas plantas. Al incrementar la calidad del agua se disminuye la dosis transferida de ozono necesaria para una inactivación de coliformes fecales en particular. La desinfección con ozono se recomienda para efluentes primarios y secundarios en el caso de requerimientos no tan estrictos como los de la OMS, mientras que para requerimientos más estrictos como el Título 22 se recomienda un

tratamiento terciario avanzado para una desinfección total, por ejemplo la filtración (Janex *et al.*, 2000).

#### 2.4.3.4 Aplicaciones prácticas

Desde la apertura de la primera planta de ozonación para la desinfección de efluentes secundarios en 1975 en Estados Unidos, su uso se ha extendido a todo el mundo. Por ejemplo, hasta 1999, en Japón existían aproximadamente 200 unidades de ozonación que se utilizaban exclusivamente en el tratamiento de aguas residuales (Matsumoto *et al.*, 1999). Otro caso es el de Alemania puesto que hasta 1999 había 134 plantas (Böhme, 1999). Algunos ejemplos de plantas que utilizan la ozonación como desinfección se muestran en la Tabla 2.9. Hasta 1984, estas plantas se encontraban en operación.

Tabla 2.9 Plantas de tratamiento de agua residual que utilizan la ozonación como método de desinfección (White, 1999)

Localización	Tamaño Planta (m <sup>3</sup> /s)	O <sub>3</sub> Capacidad (Kg/día)	Dosis máxima (mg/L)
Frankfort, KY	1.06	0.0023	3
Planta Southport, Indianapolis, IN	5.5	3.81	8
Brookings, SD	0.26	0.113	5
Vail, CO	-	-	2
Kennewich, WA	0.34	0.113	4
Cleveland Westerley AWTP, Northeast Ohio Regional Sewer Dist.	4.4	1.77	4.7
Meander AWTP, Mahoning, Co, OH	0.35	0.091	3

#### 2.4.3.5 Beneficios de la desinfección con ozono en el reúso del agua en la agricultura

Pocos estudios se han realizado en cuanto al efecto que tiene la desinfección con ozono de aguas residuales en los cultivos. Campos-Reales-Pineda (2008) comparó la longitud de las plántulas y el porcentaje de germinación de semillas de lechuga *Lactuca sativa* regadas con aguas residuales desinfectadas con cloro, ozono y un sistema combinado. Se encontró que las plántulas regadas con aguas desinfectadas con ozono presentaban un crecimiento ligeramente menor de sus plántulas que el resto, aunque mostraban el mayor porcentaje de germinación, incluso mayor que semillas regadas con fertilizante. Las semillas regadas con agua con altas dosis de cloro, o con cloro sin ozono presentaron un mayor crecimiento de plántulas, pero muy bajos porcentajes de germinación.

El ozono desintegra materia orgánica y probablemente componentes beneficiosos para el crecimiento de las plantas. Sin embargo, tiene el potencial de aumentar la productividad de los cultivos, debido a una reducción en la formación de subproductos tóxicos (lo que disminuye el efluente de toxicidad), y como consecuencia, más semillas son capaces de germinar. Se recomienda entonces establecer un balance óptimo entre ozono y cloro que minimice la producción de subproductos de la desinfección y que maximice el porcentaje de germinación y que al mismo tiempo mejore el crecimiento de las plantas (Campos-Reales-Pineda *et al.*, 2008).

## **3.METODOLOGÍA**

### **3.1 Agua residual**

#### **3.1.1 Procedencia**

El agua residual a tratar proviene de la planta de aguas residuales Cerro de la Estrella, ubicada en la delegación Iztapalapa, D.F., y la cual opera desde 1971. La planta tiene una capacidad de 4 m<sup>3</sup>/s y procesa aguas provenientes de dos orígenes, municipal e industrial. El tratamiento al que es sometida el agua residual consiste en decantación por gravedad a través de un sistema de recolección de sólidos, aeración, sedimentación secundaria, filtración en grava, arena y antracita, y finalmente, desinfección con cloro (GDF, 2011).

#### **3.1.2 Muestreo**

El muestreo se realizó en el influente de la planta Cerro de la Estrella, de manera que el agua no recibió ningún tipo de tratamiento excepto la recolección de sólidos de gran tamaño como basura, botellas de plástico y otros. Se realizaron alrededor de dos muestreos por semana, durante el periodo comprendido entre el 24 de agosto y el 21 de octubre del 2010. El agua se recolectó con una cubeta, la cual se enjuagó con el agua residual a muestrear dos o tres veces antes de tomar la muestra definitiva, y se colocó en bidones de plástico con capacidad de 20 litros que se cerraron herméticamente. Se muestrearon de 20 a 40 litros, dependiendo de la cantidad necesaria de agua para la experimentación. En el caso en que se tuviera que preservar la muestra, los bidones se colocaron en una cámara fría en donde la temperatura era de 4 °C aproximadamente.

#### **3.1.3 Caracterización del agua**

Los parámetros tomados en consideración para la caracterización del agua fueron tanto fisicoquímicos como microbiológicos. Los parámetros fisicoquímicos determinados fueron el pH, la turbiedad, el color aparente, la demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>) y la demanda química de oxígeno (DQO), los sólidos sedimentables, los sólidos suspendidos totales (SST), además del potencial zeta. A excepción del pH, estos parámetros no se mencionan en la norma. El parámetro microbiológico tomado en consideración fue el conteo de los coliformes fecales, los cuales son tomados en consideración en la norma NOM-001-SEMARNAT-1996 para el reúso agrícola del agua. No todos los parámetros fueron determinados en cada muestreo, sin embargo, se determinaron al menos tres veces cada uno.

## **3.2 Parámetros y métodos de análisis**

### **3.2.1 pH**

El pH indica el contenido de iones hidrógeno ( $H^+$ ) o iones oxidrilo ( $OH^-$ ) presentes en una muestra de agua, es un indicador de la acidez de ésta. La evaluación del pH se emplea para caracterizar un agua, dar seguimiento al proceso, o bien para controlar las condiciones de operación ya que la velocidad de las reacciones depende de él. En este caso, este parámetro fue medido en forma potenciométrica por medio de un electrodo combinado de polímero y electrolito en gel Sentix 41-3, utilizando un potenciómetro marca Orion modelo 420A.

### **3.2.2 Turbiedad**

La turbiedad es la falta de transparencia en el agua. La turbiedad se debe a la presencia de partículas suspendidas y disueltas. Materia en suspensión como arcilla, cieno o materia orgánica e inorgánica finamente dividida, así como compuestos solubles coloridos, plancton y diversos microorganismos. La transparencia del agua es muy importante cuando está destinada al consumo del ser humano, a la elaboración de productos destinados al mismo o a otros procesos de manufactura que requieren el empleo de agua con características específicas, razón por la cual, la determinación de la turbiedad es muy útil como indicador de la calidad del agua y forma parte del control de los procesos para conocer cómo y cuándo el agua debe ser tratada. La turbiedad se midió por medio de un turbidímetro marca HACH modelo 2100P.

### **3.2.3 Color aparente**

El color aparente está dado por los sólidos en suspensión más el color verdadero de la muestra que se produce por sustancias disueltas. El color en el agua puede deberse a la presencia del contenido natural de metales o iones metálicos en disolución, humus o residuos orgánicos, plancton o desechos industriales. Por lo general se elimina el color para cualquier propósito de uso del agua por lo que se consideró como una medida de la efectividad del tratamiento. El color aparente se midió por medio de un espectrofotómetro marca HACH modelo DR 2800 de acuerdo al método estándar APHA platino-cobalto (APHA, 1992)

### **3.2.4 Demanda Bioquímica de Oxígeno ( $DBO_5$ )**

La  $DBO_5$  es una estimación de la cantidad de oxígeno que requiere una población microbiana heterogénea para oxidar la materia orgánica de una muestra de agua en un periodo de 5 días. Sólo

evalúa la demanda ejercida por la fracción carbonada, la de los sulfuros y del ion ferroso y excluye la fracción nitrogenada. La DBO no mide un compuesto en especial, sino todos los biodegradables, por vía aerobia y se expresa en mg O<sub>2</sub>/L. Para determinar la DBO se utilizó el método de dilución mostrado en la Norma Mexicana NMX-AA-028-SCFI-2001 (ver anexo A2): Se sembraron e inocularon las muestras en botellas Winkler, y se midió el oxígeno disuelto final e inicial luego de un periodo de incubación de cinco días durante el cual las muestras se mantuvieron sin contacto con el aire, a 20 °C y en la oscuridad.

### **3.2.5 Demanda Química de Oxígeno (DQO)**

La DQO es una medida aproximada del contenido total de materia orgánica presente en una muestra de agua. Esta materia orgánica en condiciones naturales puede ser biodegradada lentamente a CO<sub>2</sub> y H<sub>2</sub>O mediante un proceso lento que puede tardar, desde unos pocos días hasta unos cuantos millones de años, dependiendo del tipo de materia orgánica presente y de las condiciones de biodegradación. En las pruebas de DQO se acelera artificialmente el proceso. En este caso se tomó una muestra de 2 mL y se sometieron a una digestión de dos horas a 150 °C con dicromato de potasio en medio ácido (pH<1) de acuerdo al método propuesto por la APHA (1992). El digestor utilizado fue marca HACH modelo 45600 mientras que las lecturas de la DQO se realizaron en un espectrofotómetro HACH modelo DR 2800.

### **3.2.6 Sólidos Suspendidos Totales (SST)**

Los SST representan la fracción contaminante susceptible de ser eliminada por sedimentación, floculación o filtración. Lo constituyen inorgánicas (arcillas, arenas, suelos) y orgánicas (fibras de plantas, células de algas, bacterias, microorganismos, etc.). El impacto que provoca la presencia de sólidos suspendidos es la formación de un área expuesta a la adsorción de agentes químicos y biológicos, y la presencia de materia orgánica que al degradarse deteriora la calidad del agua. La determinación de los SST se realizó de acuerdo al método descrito en la Norma Mexicana NMX-AA-034-SCFI-2001 (ver anexo A3). Se pasó un volumen de agua por un filtro de fibra de vidrio completamente seco. La porción de sólidos retenidos se evaporó a 105 °C hasta alcanzar un peso constante. El peso de los sólidos retenidos que permanecieron luego de la evaporación correspondió a los SST.

### **3.2.7 Sólidos sedimentables**

Los sólidos sedimentables corresponden a la fracción sólida de los contaminantes que serán fácilmente removidos por desarenación o sedimentación primaria, sus unidades son mL/L. Éstos se

determinaron cómo se describe en la Norma Mexicana NMX-AA-004-SCFI-2000 (ver anexo A4) al medir el volumen retenido en el fondo de un cono (Imhoff) después de 60 minutos de decantación.

### 3.2.8 Potencial zeta

El potencial zeta es una medida de la estabilidad de una partícula e indica el potencial que se requiere para penetrar la capa de iones circundante en la partícula para desestabilizarla. A medida que disminuye el potencial zeta, las partículas pueden aproximarse cada vez más aumentando la posibilidad de una colisión entre ellas. La medición de las muestras se realizó el mismo día de su obtención. En el caso de que la muestra presentara flóculos densos, la muestra se molía en un mortero antes de ser analizada.

El potencial zeta se determinó indirectamente mediante la técnica “microelectroforésis”. La muestra se colocó en una celda electroforética, a la cual se le conectaron dos electrodos en los extremos, los cuales estaban conectados a su vez a una fuente de poder. Cuando la fuente de poder se encendía se creaba un campo eléctrico que cruzaba la celda. Los coloides cargados cruzaban entonces la celda y su movimiento y dirección podían observarse mediante un microscopio de alta resolución. Se medía entonces el tiempo en el que las partículas cruzaban la celda, midiendo así la movilidad electroforética a partir de la cual el equipo calculaba el potencial zeta. El instrumento utilizado fue el Zeta-meter 3.0+ (Zeta-meter Inc., EUA). Para una muestra dada se realizaron al menos 10 mediciones de potencial zeta, los valores los almacenaba el equipo, el cual proporcionaba el valor promedio y la desviación estándar de las mediciones realizadas.

### 3.2.9 Coliformes fecales

Los coliformes fecales son microorganismos con una estructura parecida a la de la bacteria *Escherichia Coli* y se transmiten por medio de los excrementos. El grupo de coliformes fecales constituye, aproximadamente, el 90% de los coliformes totales en las excretas humanas e incluye al género *Escherichia coli* y algunas cepas de *Klebsiella pneumoniae*. Son microorganismos indicadores porque su presencia revela la contaminación del agua con heces fecales y, por tanto, la posible existencia de patógenos. Su presencia sugiere la existencia de otras bacterias, virus o protozoarios perniciosos para el hombre.

La determinación de los coliformes fecales se realizó por el método de filtración en membrana descrito en la Norma NMX-AA-102-SCFI-2006 (ver anexo A5), el cual consiste en filtrar una muestra directa o una alícuota de la muestra a través de una membrana de celulosa que retiene los organismos. La membrana se colocó en un medio de cultivo selectivo y se incubó durante 24 h a  $44\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 1\text{ }^{\circ}\text{C}$ . Se llevó a cabo la cuenta directa de las colonias características desarrolladas sobre

la membrana y se realizó el cálculo del número de organismos coliformes que pueden estar presentes en 100 mL de la muestra.

### 3.3 Tratamiento primario avanzado del agua residual

#### 3.3.1 Arreglo experimental

El TPA y el TPA-O<sub>3</sub> se realizaron en distintos arreglos experimentales. En ambos tratamientos se utilizó un equipo de prueba de jarras (Phipps & Bird modelo 7790-400) para desarrollar la coagulación-floculación del agua. Para el TPA-O<sub>3</sub> el equipo de jarras fue acoplado a una unidad en línea de oxidación para realizar los experimentos con ozono utilizando un reactor de 1 L de volumen como se muestra en la Figura 3.1.

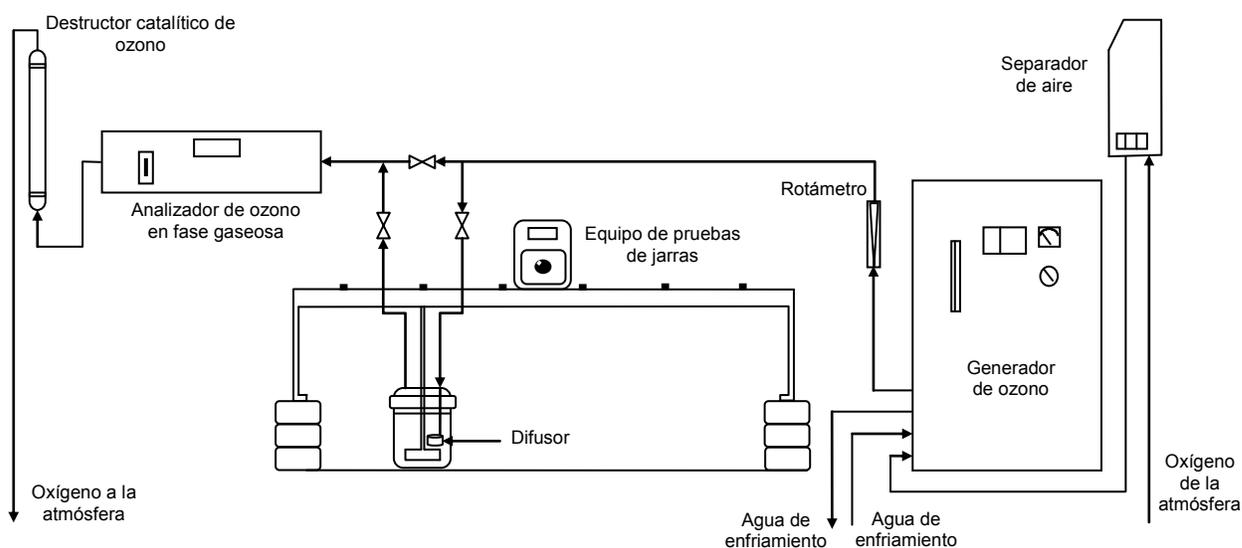


Figura 3.1 Arreglo experimental del TPA-O<sub>3</sub>

La unidad de oxidación está conformada por el gas de alimentación, el generador de ozono, el reactor (contactor gas-líquido), un analizador de ozono gas conectado en línea y una unidad de destrucción catalítica de ozono. Como se muestra en la Figura 3.1, la producción de ozono se realizó a partir de aire de la atmósfera enriquecido con oxígeno el cual es obtenido mediante un separador de aire (Airsep modelo AS-12) el cual alimentaba una corriente de gas enriquecida con oxígeno ( $90 \pm 5\%$ ) a un generador de ozono (Labo 76 marca Emery Trailigaz) con capacidad de producción de 19 g O<sub>3</sub>/h. El gas ozono así producido se introducía entonces al reactor que contenía al agua por medio de un difusor de vidrio poroso ( $10\text{-}15 \mu\text{m}$  de tamaño de poro). El excedente de ozono que sale del reactor es derivado hacia un analizador de ozono en fase gas

(Teledyne modelo 465H) y por último, a una unidad de destrucción catalítica para su liberación segura al ambiente.

### 3.3.2 Prueba de jarras

Para ambos casos (TPA y TPA-O<sub>3</sub>) se utilizaron las condiciones de régimen de mezclado mostradas en la Tabla 3.1. Se evaluaron dos dosis de coagulante: 30 y 45 mg/L de sulfato de aluminio, y en el caso del TPA-O<sub>3</sub>, el ozono fue aplicado justo después de la adición del coagulante durante la mezcla rápida. Éstas combinaciones resultaron ser las más eficientes en el estudio publicado por Campos-Reales-Pineda *et al.* (2008), el cual fue realizado con la misma agua residual proveniente de la planta Cerro de la Estrella.

Tabla 3.1 Condiciones de mezclado empleadas en las pruebas de jarras

Proceso	Régimen (RPM)	Tiempo (min)
Coagulación	100	1
Floculación	30	20
Sedimentación	0	20

### 3.3.3 Condiciones y control de las pruebas experimentales

#### 3.3.3.1 Efecto del pH en el TPA

Para el caso del TPA el equipo de prueba de jarras fue utilizado a su máxima capacidad y fue posible evaluar varias condiciones de pH inicial de reacción de manera simultánea utilizando volúmenes de trabajo de un litro de agua, para cada una de las dosis de coagulante propuestas. En este caso los parámetros de control fueron el pH inicial del agua, la dosis de coagulante y la velocidad de mezclado. Para cada dosis evaluada se estudió el efecto del pH inicial de reacción sobre la efectividad del tratamiento. Se estudiaron los casos de pH 6.0, 6.5, 7.0, 8.5 y el pH natural del agua, el cual es de 7.5 aproximadamente. El ajuste del pH se realizó con soluciones de hidróxido de sodio NaOH 0.1 N y ácido clorhídrico HCl 0.1 N.

#### 3.3.3.2 Efecto del pH en el TPA-O<sub>3</sub>

Además de los parámetros de control mencionados en el TPA, se aplicaron 2 mg de ozono por litro de agua residual. Para este tratamiento en particular se utilizó una concentración de ozono en fase gas a la entrada del reactor de 25 mg/L y un flujo de 0.5 L/min. La concentración del gas de entrada se midió con el analizador de ozono en fase gaseosa, directamente del generador de

ozono. Una vez que estas condiciones se estabilizaban, se procedió a desviar la corriente del generador de ozono al reactor. El tiempo de contacto aproximado fue de 10 segundos.

Al término de cada tratamiento se tomaron muestras del sobrenadante de cada vaso de reacción y se analizaron los parámetros fisicoquímicos de control siguientes: turbiedad, color aparente, DQO, SST y potencial zeta. Una vez obtenidas las mejores condiciones de tratamiento se procedió a continuar con las pruebas de filtración y de desinfección, respetivamente como continuación se describe.

### **3.4 Filtración y desinfección con ozono del efluente de TPA**

#### **3.4.1 Pruebas de filtración**

El sobrenadante del tratamiento primario más efectivo se filtró al vacío con papel filtro Whatman número 40, el cual tiene un diámetro de poro de 8  $\mu\text{m}$ ; esto con el fin de simular el proceso de filtración con arena que se practica en las plantas de tratamiento de aguas residuales.

#### **3.4.2 Pruebas de desinfección con ozono**

##### *3.4.2.1 Arreglo experimental*

El arreglo experimental de las pruebas de desinfección se muestra en la Figura 3.2. El sistema de ozonación utilizado fue el mismo que el empleado para el TPA-O<sub>3</sub>. La desinfección se llevó a cabo en un reactor de bola de tres bocas con capacidad de 5 L, en el cual el agua se agitó con una barra magnética. Una de las salidas del reactor se conectó a un lavador de gases que contenía yoduro de potasio al 2%, con el objetivo de medir la concentración de ozono en la fase gas a la salida del reactor mediante el método yodométrico (APHA, 1992). La tercera salida del reactor fue adaptada con un dispositivo de muestreo, y se utilizó para la toma de muestras de agua tratada para el análisis de los parámetros de control.

##### *3.4.2.2 Condiciones y control de las pruebas experimentales*

La producción de ozono se ajustó a una concentración en el gas de entrada al reactor de 25 mgO<sub>3</sub>/L y un flujo de gas de 0.5 L/min. Se experimentó con distintas dosis de ozono aplicadas en un intervalo de 0 a 70 mg O<sub>3</sub>/L de agua, hasta encontrar la necesaria para cumplir con los requerimientos de calidad microbiológica de la NOM-001-SEMARNAT-1996 para el uso del agua residual en el riego agrícola (1000 NMP/100mL de Coliformes fecales).

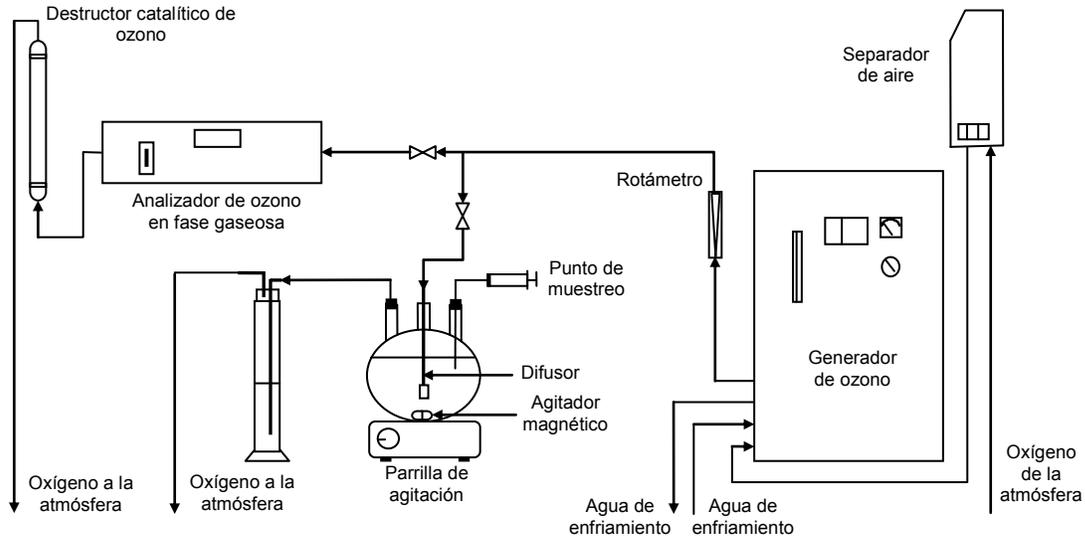


Figura 3.2 Arreglo experimental para la desinfección con ozono

### 3.4.2.3 Balance de masa de ozono en el reactor

La dosis aplicada, la dosis transferida, el consumo de ozono y la eficiencia de transferencia fueron obtenidas con las ecuaciones Ec. 3.1, Ec. 3.2 y Ec. 3.3, las cuales se obtienen de un balance de materia en el reactor.

$$D[O_3]_A = \frac{[O_3]_{ge} \cdot Q_g \cdot t}{V_r} \quad \text{Ec. 3.1}$$

$$D[O_3]_T = \frac{([O_3]_{ge} - [O_3]_{gs}) \cdot Q_g \cdot t}{V_r} \quad \text{Ec. 3.2}$$

$$ET = \frac{[O_3]_{ge} - [O_3]_{gs}}{[O_3]_{ge}} \quad \text{Ec. 3.3}$$

En donde:

- $D[O_3]_A$ : Dosis aplicada de ozono (mg/L)
- $D[O_3]_T$ : Dosis transferida de ozono (mg/L)
- ET: Eficiencia de transferencia
- $[O_3]_{ge}$ : Concentración de ozono en fase gas a la entrada del reactor (mg/L)
- $[O_3]_{gs}$ : Concentración de ozono en fase gas a la salida del reactor (mg/L)
- $Q_g$ : Flujo de ozono (L/min)
- $V_r$ : Volumen del reactor (L)
- t: Tiempo de ozonación (min)

## 4.RESULTADOS Y DISCUSIONES

### 4.1 Características fisicoquímicas del agua residual cruda

La caracterización del agua residual cruda es esencial para el diseño y operación de las instalaciones de recolección, tratamiento y reúso del agua. Las características fisicoquímicas del agua de la planta Cerro de la Estrella obtenidas para este estudio se resumen en la Tabla 4.1, los resultados corresponden al periodo de muestreo comprendido entre el 24 de agosto y el 21 de octubre del 2010. Algunos de los valores obtenidos en este estudio se comparan con lo publicado por Metcalf & Eddy (2003), respecto a la composición típica de un agua residual doméstica no tratada.

Tabla 4.1 Comparación de las características fisicoquímicas del agua residual cruda

Contaminante	Concentración <sup>a</sup>			
	Débil	Media	Fuerte	Cerro de la Estrella
pH				7.45 ± 0.05
Turbiedad (UNT)				210 ± 44
Color aparente (Pt-Co)				870 ± 117
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	110	190	350	143.5 ± 56.2
DQO (mg/L)	250	430	800	382 ± 41
SST (mg/L)	120	210	400	56.3 ± 8.7
Sólidos sedimentables (mL/L)	5	10	20	0.55 ± 0.1
Potencial zeta (mV)				-33.7 ± 3.552
Coliformes fecales (UFC/100 mL)	10 <sup>3</sup> - 10 <sup>5</sup>	10 <sup>4</sup> - 10 <sup>6</sup>	10 <sup>5</sup> - 10 <sup>8</sup>	3.7 x 10 <sup>8</sup> ± 1.0 x10 <sup>8</sup>

<sup>a</sup> Los datos de concentración débil, media y fuerte fueron obtenidos de Metcalf & Eddy, 2003.

La concentración débil se refiere a un flujo aproximado de agua residual de 750 L/capita.d

La concentración media se refiere a un flujo aproximado de agua residual de 460 L/capita.d

La concentración fuerte se refiere a un flujo aproximado de agua residual de 240 L/capita.d

Como puede observarse, el agua de la planta Cerro de la Estrella tiene una concentración baja en SST, sólidos sedimentables, y en DBO<sub>5</sub>, mientras que posee un contenido medio de DQO y una concentración muy alta de bacterias coliformes fecales.

El potencial zeta es una medida que determinar la carga de las partículas coloidales. Para coloides de aguas naturales con pHs entre 5 y 8, el potencial zeta se encuentra entre -14 y -30 milivoltios; mientras más negativo es este valor, mayor carga presentan las partículas (Ciencia Abierta, 2001). Los valores obtenidos del potencial zeta en este estudio (-33.7 ± 3.55, ver Tabla 4.1), indican que en el caso el agua residual cruda de la planta Cerro de la Estrella, las partículas coloidales

presentan una alta densidad de carga, misma que deberá ser neutralizada mediante el TPA para lograr su desestabilización y posterior remoción por sedimentación.

## 4.2 Efecto del pH en el TPA y en el TPA-O<sub>3</sub>

Los resultados se presentan en las Tabla 4.2, Tabla 4.3, Tabla 4.4 y Tabla 4.5 respectivamente. El TPA-30 y el TPA-45 se refieren al TPA realizado sin ozono y con 30 mg/L y 45 mg/L de coagulante respectivamente, mientras que el TPA-O<sub>3</sub> 30-2 y TPA-O<sub>3</sub> 45-2, corresponden al TPA mejorado con 2 mg/L de ozono para las mismas dosis coagulante. Los parámetros de control fueron la turbiedad, el color aparente, la DQO y los SST; los porcentajes de remoción se calcularon a partir de los datos de la caracterización del agua residual cruda (ver Tabla 4.1).

El efecto del pH se aprecia con mayor claridad en las Figuras 4.1 - 4.4. Se observa que en ambas alternativas de tratamiento (TPA y el TPA-O<sub>3</sub>), una disminución del pH de su valor natural (pH 7.45, ver Tabla 4.1) es favorable para la remoción de cualquiera de los parámetros de control (turbiedad, color aparente, DQO y SST). El pH 6.0 es el más efectivo, lo que coincide con el rango de pH óptimo para el sulfato de aluminio, el cual es de 5.5 a 6.5 (Davis *et al.*, 2005). En este intervalo de pH ocurre la formación de especies solubles de sulfato de aluminio ( $Al^{+3}$ ,  $Al(OH)^{+2}$ , etc.) las cuales se absorben a las partículas coloidales formando complejos sobre que conducen a la desestabilización; a este mecanismo se le conoce como desestabilización por adsorción. Un pH ácido también contribuye con cargas positivas, que neutralizan a las negativas de los coloides, y por lo tanto ayuda a su desestabilización. Considerando que el agua tratada será para fines agrícolas, no se consideró pertinente trabajar con pHs menores a 6.0 puesto que no sería favorable para el crecimiento de las plantas. El pH óptimo para el riego de la mayoría de las hortalizas se encuentra entre 6.0 y 7.0 (Giaconi *et al.*, 2001).

Otro aspecto a destacar es el efecto de la dosis de coagulante. En el caso del TPA-30, las curvas obtenidas de la turbiedad, del color aparente y de los SST presentan una pendiente mayor cuando se acercan al rango de pH óptimo del coagulante, y van disminuyendo, e incluso se vuelven negativas, conforme el pH inicial aumenta. Esto no sucede en el TPA-45, en el que el comportamiento es lineal en todos los casos. Se comprueba que conforme aumenta la dosis de coagulante el efecto del pH se vuelve menos importante en el proceso de coagulación. Este fenómeno puede explicarse debido a que en la medida que se aumenta la concentración del coagulante, se empieza a tener una mayor cantidad de productos de solubilidad de los hidróxidos metálicos del sulfato de aluminio,  $Al(OH)_3$ , provocando que estos precipite rápidamente. A medida que estos precipitan tiende a atrapar y a remover las partículas coloidales presentes en el agua residual, traduciéndose en una remoción de la turbiedad.

Tabla 4.2 Efecto del pH en el TPA 30

pH inicial	6.00	6.50	7.00	7.45	8.51
pH final	5.98	6.45	6.87	7.19	7.70
Turbiedad final (UNT)	15.5	31.7	61.5	67.5	71.7
% Remoción	92.6%	84.9%	70.7%	67.9%	65.9%
Color final (Pt-Co)	101	186	338	354	403
% Remoción	88.4%	78.6%	61.1%	59.3%	53.7%
DQO final(mg/L)	80.4	89.1	97.9	102.4	117.7
% Remoción	79.0%	76.7%	74.4%	73.2%	69.2%
SST finales (mg/L)	6.3	15.1	29.4	28.8	30.1
% Remoción	88.9%	73.2%	47.7%	48.8%	46.5%
Pot zeta final (mV)	-25.50	-28.67	-28.57	-29.67	-31.57
Desviación estándar	2.4943	4.0673	4.9223	3.2390	4.2233

Tabla 4.3 Efecto del pH en el TPA 45

pH inicial	6.00	6.50	7.00	7.45	8.50
pH final	5.91	6.45	6.85	7.07	7.47
Turbiedad final (UNT)	5.2	12.0	14.0	27.5	40.4
% Remoción	97.5%	94.3%	93.3%	86.9%	80.8%
Color final (Pt-Co)	40	83	109	193	280
% Remoción	95.4%	90.5%	87.5%	77.8%	67.9%
DQO final(mg/L)	68.50	77.80	79.23	88.00	101.23
% Remoción	82.1%	79.6%	79.3%	77.0%	73.5%
SST finales (mg/L)	3.2	6.5	9.7	13.8	21.9
% Remoción	94.3%	88.5%	82.8%	75.5%	61.1%
Potencial Z final (mV)	-24.20	-20.40	-19.23	-21.00	-28.80
Desviación estándar	4.5203	3.7547	4.5203	4.4163	5.4523

Tabla 4.4 Efecto del pH en el TPA-O<sub>3</sub> 30-2

pH inicial	6.00	6.50	7.00	7.45	8.51
pH final	6.02	6.62	6.89	7.09	7.66
Turbiedad final (UNT)	16.0	28.6	32.5	35.8	51.2
% Remoción	92.4%	86.4%	84.5%	82.9%	75.6%
Color final (Pt-Co)	111	165	218	268	368
% Remoción	87.3%	81.1%	75.0%	69.2%	57.8%
DQO final(mg/L)	68.03	80.00	79.93	91.80	97.93
% Remoción	82.2%	79.1%	79.1%	76.0%	74.4%
SST finales (mg/L)	7.9	15.5	20.0	23.4	30.7
% Remoción	86.0%	72.4%	64.6%	58.5%	45.6%
Potencial Z (mV)	-9.70	-20.97	-27.67	-26.83	-23.63
Desviación estándar	3.1005	4.3950	3.7323	3.3793	2.7547

Tabla 4.5 Efecto del pH en el TPA-O<sub>3</sub> 45-2

pH inicial	5.99	6.50	6.99	7.45	8.49
pH final	5.89	6.40	6.79	7.00	7.39
Turbiedad final (UNT)	8.2	11.8	19.3	28.2	27.2
% Remoción	96.1%	94.4%	90.8%	86.6%	87.1%
Color final (Pt-Co)	56	87	139	204	241
% Remoción	93.6%	90.1%	84.1%	76.6%	72.4%
DQO final(mg/L)	57.90	66.00	73.43	77.03	87.33
% Remoción	84.8%	82.7%	80.8%	79.8%	77.1%
SST finales (mg/L)	3.4	5.9	11.4	13.3	17.2
% Remoción	94.0%	89.6%	79.8%	76.4%	69.4%
Potencial Z final (mV)	-20.00	-22.50	-26.23	-26.57	-27.60
Desviación estándar	3.8277	3.5410	2.4523	2.2730	2.7157

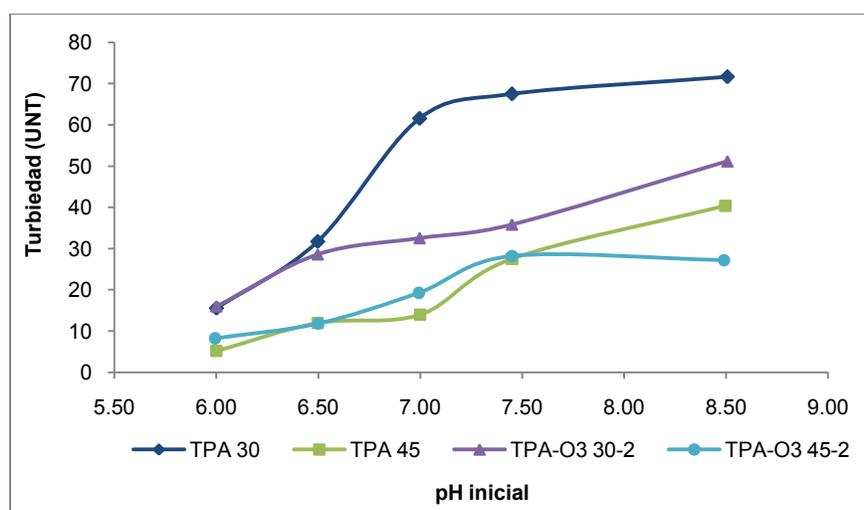


Figura 4.1 Efecto del pH en la turbiedad en el TPA 30, el TPA 45, el TPA-O<sub>3</sub> 30-2 y el TPA-O<sub>3</sub> 45-2

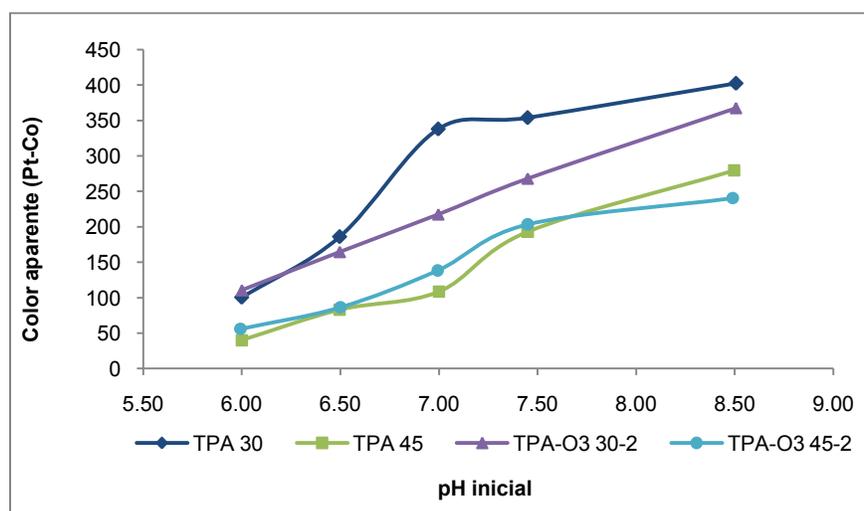


Figura 4.2 Efecto del pH en el color en el TPA 30, el TPA 45, el TPA-O<sub>3</sub> 30-2 y el TPA-O<sub>3</sub> 45-2

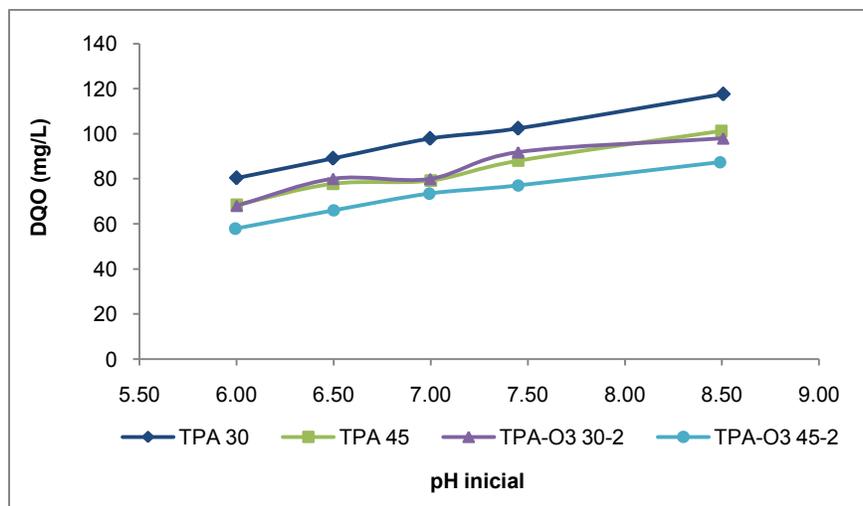


Figura 4.3 Efecto del pH en la DQO en el TPA 30, el TPA 45, el TPA-O<sub>3</sub> 30-2 y el TPA-O<sub>3</sub> 45-2

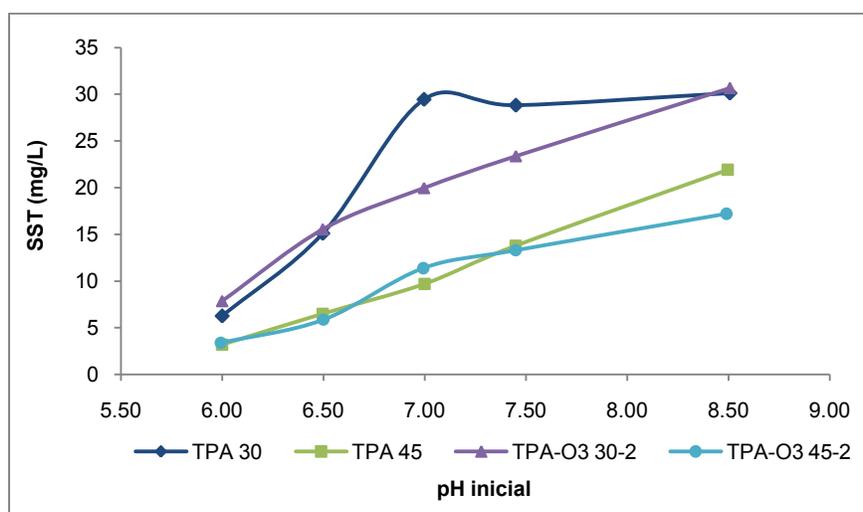


Figura 4.4 Efecto del pH en los SST en el TPA 30, el TPA 45, el TPA-O<sub>3</sub> 30-2 y el TPA-O<sub>3</sub> 45-2

Con excepción de la demanda química de oxígeno (DQO), la remoción de los parámetros de control (Turbiedad, color aparente y SST), presenta un comportamiento distinto en función del pH inicial de reacción, cuando el agua residual es tratada en presencia o ausencia de ozono.

Cuando el TPA se desarrolla sin aplicar ozono, se aprecian cambios significativos en la zona de pH comprendida entre pH 6 y 7. Por debajo de la neutralidad, los residuales de cada uno de los parámetros de control disminuyen drásticamente, indicando con ello la dependencia que existe de la eficiencia de proceso del pH inicial de reacción (Figuras 4.1, 4.2 y 4.3).

En parámetros como DQO y SST, esta dependencia es revertida cuando se incrementa la dosis de coagulante a 45 mg/L (ver Figura 4.3 y Figura 4.4), en donde los residuales de dichos parámetros disminuyen de manera lineal con respecto al pH de reacción. Algo similar ocurre cuando se aplica

ozono. En prácticamente todos los parámetros de control (ver Figuras 4.1 - 4.4) y para el intervalo de pH evaluado (6 – 8.5), los valores residuales de éstos disminuyen en forma lineal conforme el pH de reacción.

De acuerdo con los resultados obtenidos, el efecto de ayuda del ozono en la coagulación revierte de igual manera la dependencia del proceso del pH, como lo hace el incremento de la dosis de coagulante. No obstante, bajo las condiciones de prueba que se experimentaron en este trabajo, la combinación control de pH y ozono, no aumentaron el rendimiento del TPA, esto es, el control de pH óptimo de reacción más la aplicación de ozono no se traducen en mayores eficiencias de remoción. En el siguiente apartado se evalúa con más detalle el efecto del ozono en el TPA.

### **4.3 Contribución del ozono en el TPA**

#### **4.3.1 Efecto del ozono y su relación con el ajuste del pH inicial y la dosis coagulante**

La contribución del ozono en el tratamiento primario avanzado fue analizada bajo las mejores condiciones de pH inicial de reacción (pH 6) y se compara con el tratamiento al pH natural del agua (pH 7.45), para las dos dosis de coagulante evaluadas (30 y 45 mg/L) aplicando 2 mgO<sub>3</sub>/L; los resultados de remoción de los parámetros de control se resumen en las Figura 4.5 - Figura 4.8.

Cuando la coagulación se lleva a cabo a las condiciones de pH natural del agua y con dosis de 30 mg/L de coagulante (TPA-O<sub>3</sub> 30-2), el ozono mejora significativamente la remoción de los parámetros de control, obteniéndose incrementos en el porcentaje de remoción del 15% en turbiedad, 10% en color, 3% para la DQO y del 10 % para los SST, comparado con el tratamiento convencional (TPA-30). Un aumento en la dosis de coagulante no tiene repercusiones significativas en el efecto del ozono (TPA-O<sub>3</sub> 45-2). Sin embargo, es posible apreciar que el ozono tiene un mayor efecto en la remoción de la materia orgánica cuantificada por la DQO, puesto que los sistemas TPA-O<sub>3</sub>, la remoción de la DQO siempre es mayor que en los TPA sin ozono.

Un aspecto a destacar de los experimentos realizados con ozono fue que se pudo observar la presencia de flóculos fragmentados en suspensión a cualquier pH estudiado, probablemente atribuibles a la acción del ozono. Campos-Reales-Pineda et al. (2008), encontraron que cuando se aplica una dosis de 2 mg/L de ozono durante el TPA-O<sub>3</sub>, la dosis de ozono puede reducirse hasta un 25% para remover igualmente 25% de la turbiedad y hasta el 50% de SST cuando se compara con el TPA sin ozono.

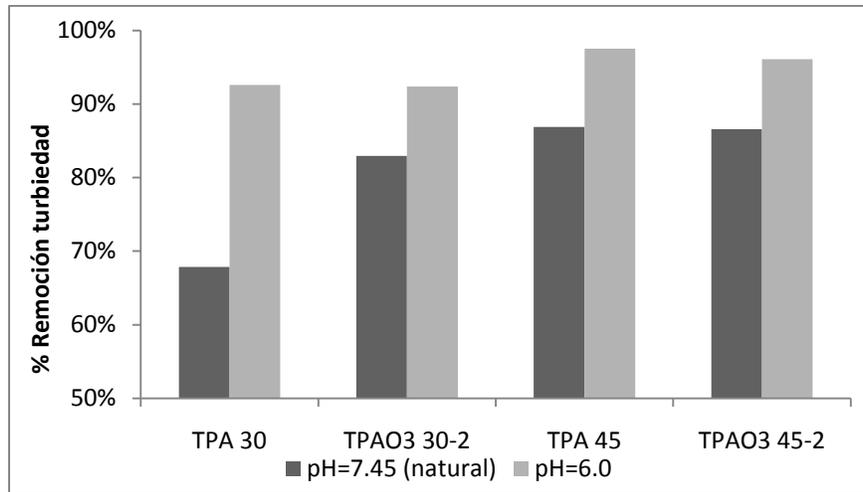


Figura 4.5 Efecto del ozono en la remoción de turbiedad a pH natural y pH=6.0

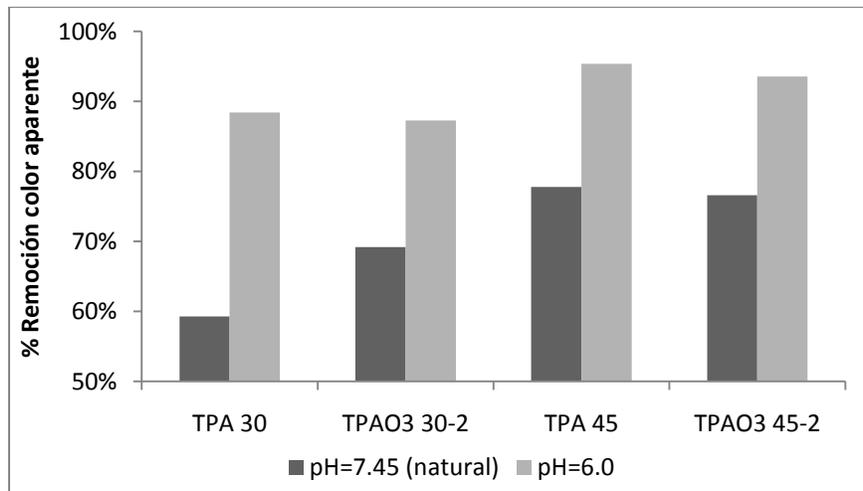


Figura 4.6 Efecto del ozono en la remoción de color a pH natural y pH=6.0

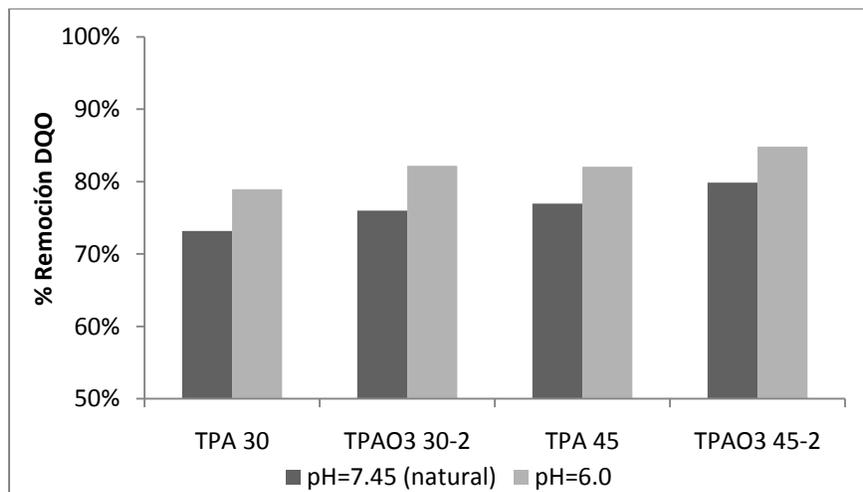


Figura 4.7 Efecto del ozono en la remoción de DQO a pH natural y pH=6.0

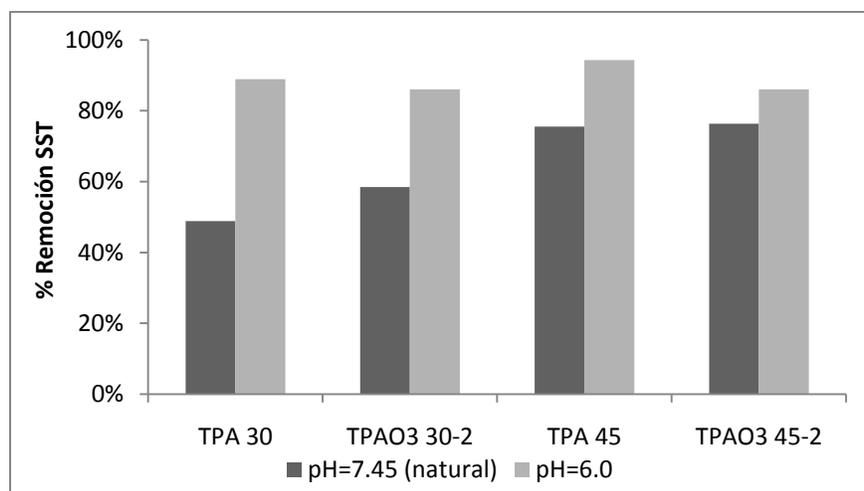


Figura 4.8 Efecto del ozono en la remoción de SST a pH natural y pH=6.0

Un resultado evidente es, que el ajuste del pH inicial de reacción a un valor de 6.0 unidades, supera claramente el efecto que tienen los 2 mg/L de ozono; solo el incremento en la dosis de coagulante a 45 mg/L podría compensar el efecto del ajuste de pH. El tratamiento más efectivo resultó ser el TPA-45 a un pH de 6.0, Las remociones encontradas de turbiedad, color, SST y DQO fueron de 97.3, 94.8, 94.1 y 83.8% respectivamente. Es necesario encontrar un equilibrio entre el pH y la adición de ozono para optimizar el tratamiento.

#### 4.3.2 Efecto de la dosis de ozono

Con el fin de descartar la posibilidad de que la dosis de ozono en el TPA-O<sub>3</sub> no fuera la óptima debido a los cambio en la calidad del agua, se compararon los siguientes tratamientos: TPA-30, TPA-O<sub>3</sub> 30-1 (un mg de O<sub>3</sub> durante el TPA), TPA-O<sub>3</sub> 30-2, y se compararon con el TPA-45. Todos los tratamientos se llevaron a cabo con la misma agua residual, y se realizaron a un pH de 6.0. Los resultados se muestran en la Tabla 4.6.

Se encontró que las remociones encontradas por el TPA-30 son inferiores a las del TPA-O<sub>3</sub> 30-2 y a las del TPA-O<sub>3</sub> 30-1, lo que confirma el efecto positivo del ozono en el TPA. Por otro lado, los valores encontrados en el TPA-O<sub>3</sub> 30-2 son muy similares a los del TPA-O<sub>3</sub> 30-1, por lo que se descarta que exista una dosis de ozono más efectiva que se encuentre entre 0 y 2 mg/L. Una dosis de ozono superior a los 2 mg/L no sería viable por los gastos que conllevaría su inclusión. Puesto que el estudio de Campos-Reales-Pineda *et al.* (2008) comprendió un periodo de tiempo más largo que el actual, se considera que los 2 mg/L de ozono son óptimos para cualquier época del año. Finalmente, el TPA-45 resultó más efectivo que los otros tratamientos. Las Figura 4.9Figura 4.12 ilustran las diferencias en las remociones.

Tabla 4.6 Comparación del TPA-O<sub>3</sub> con 30 mg/L de coagulante y distintas dosis de ozono

Tratamiento	Agua residual	TPA 30	TPA-O <sub>3</sub> 30-1	TPA-O <sub>3</sub> 30-2	TPA 45
pH inicial	7.44	5.99	6.00	6.00	5.99
pH final		5.99	6.08	5.99	5.92
Turbiedad (UNT)	193	29.0	20	19.05	9.22
% Remoción		85.0%	89.6%	90.1%	95.2%
Color aparente (Pt-Co)	868	157	130	126	56
% Remoción		81.9%	85.0%	85.5%	93.5%
DQO (mg/L)	429	101.5	93.9	95.3	84.7
% Remoción		76.3%	78.1%	77.8%	80.3%
SST (mg/L)	54.0	16.8	10.8	11	5.0
% Remoción		69.0%	80.0%	79.6%	90.7%

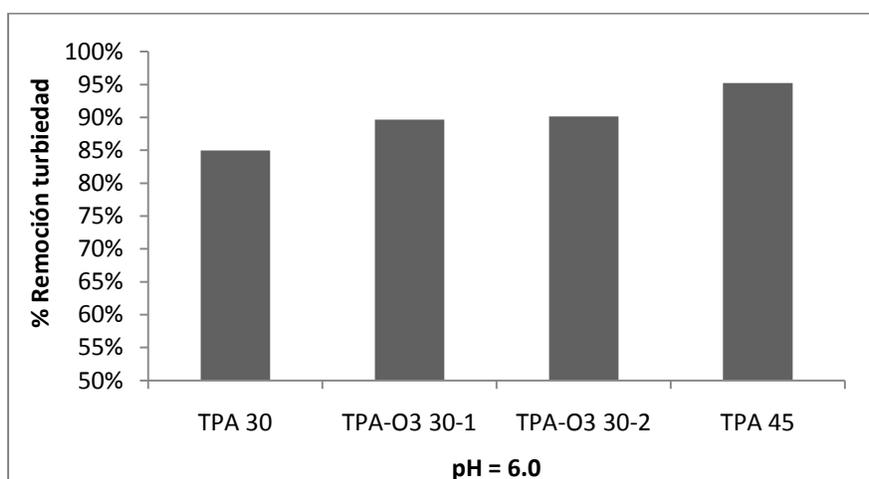


Figura 4.9 Remoción de turbiedad del TPA-45 y del TPA-O<sub>3</sub> con 30 mg/L de coagulante y distintas dosis de ozono a pH 6.0

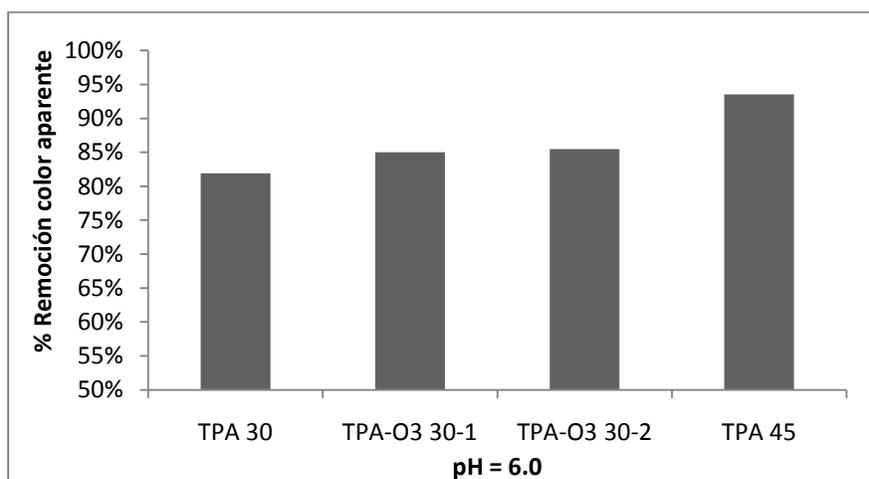


Figura 4.10 Remoción de turbiedad del TPA-45 y del TPA-O<sub>3</sub> con 30 mg/L de coagulante y distintas dosis de ozono a pH 6.0

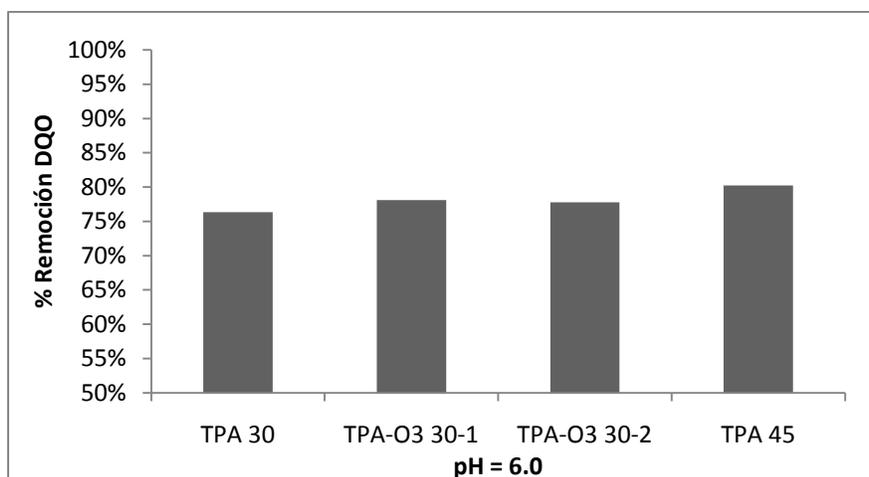


Figura 4.11 Remoción de turbiedad del TPA-45 y del TPA-O3 con 30 mg/L de coagulante y distintas dosis de ozono a pH 6.0

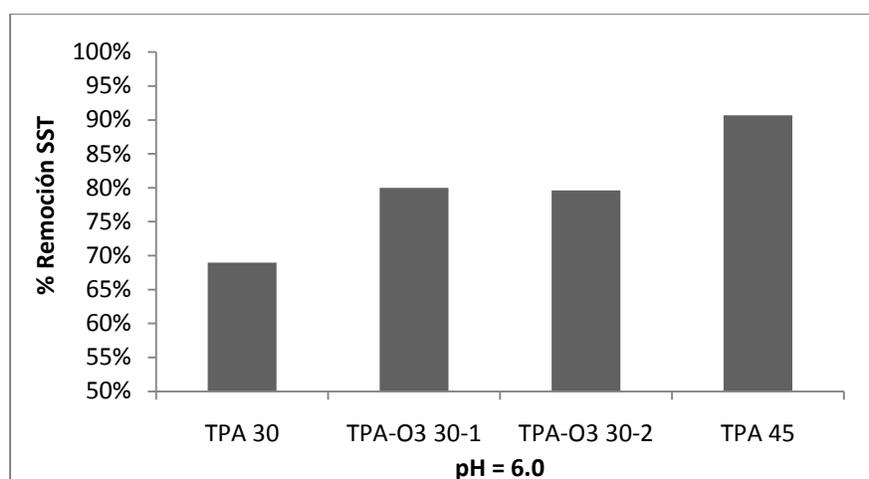


Figura 4.12 Remoción de SST del TPA-45 y del TPA-O3 con 30 mg/L de coagulante y distintas dosis de ozono a pH 6.0

#### 4.4 Comportamiento del Potencial Zeta en el efluente de tratamiento

En las Figura 4.13, Figura 4.14 y Figura 4.15 se muestran las variaciones del potencial zeta con respecto al pH inicial del agua residual cruda y de los tratamientos en estudio. El aumento en el potencial zeta en el efluente de los tratamientos se debe a dos causas. La primera tiene que ver con la contribución del cambio en el pH del agua residual cruda, y la otra se debe a la neutralización de las cargas de las partículas coloidales por el tratamiento. En el caso del cambio del pH, este aumento se debe a la adición de los iones  $H^+$ , mientras que en el caso de los tratamientos se debe por la adición del coagulante y/o ozono en el caso del TPA-O<sub>3</sub>.

Se encontró que el pH no tuvo un efecto importante en el potencial zeta de partículas coloidales presentes en el agua. Se observa que en el caso del agua residual cruda conforme disminuye el pH, el potencial zeta aumenta. Sin embargo, este comportamiento no es necesariamente el mismo para el agua residual tratada. Por ejemplo, el efluente del TPA-45 presenta el mayor potencial zeta a un pH de 7.0.

La dosis de coagulante tiene un mayor efecto sobre el potencial zeta que el pH. Esto se muestra al comparar el comportamiento del TPA-30 con el TPA-45 (Figura 4.13). Los valores de potencial zeta del TPA-45 son más cercanos al punto isoeléctrico (valor nulo del potencial zeta) que los valores del TPA-30, a pesar de la disminución del potencial zeta del TPA-45 a pH de 6.0. El coagulante contribuye en mayor medida a la neutralización de cargas que el pH.

Por otro lado, se estudió el efecto del ozono en el potencial zeta. En el caso del TPA-O<sub>3</sub> 30-2, se alcanzaron valores de potencial zeta más cercanos a cero que el TPA-30 (Figura 4.14), lo que indica que el ozono contribuye al mecanismo de coagulación por neutralización de cargas, que se produce con la adición del coagulante. Ésta contribución se confirma con lo encontrado en los porcentajes de remoción en el TPA-O<sub>3</sub> 30-2 realizado a pH natural, ya que los valores finales de turbiedad, color aparente, SST y DQO son menores que los encontrados en el TPA-30, realizado igualmente al pH natural del agua. Por otro lado, se contradice con lo encontrado por Li *et al.* (2009) quienes muestran que la preozonación incrementa ligeramente las cargas negativas de las partículas del agua, alejando el valor del potencial zeta del cero.

Se confirma por otro lado que en el caso del presente estudio el potencial zeta no fue un parámetro que ayudara en la seleccionar de las dosis óptimas de coagulante, puesto que dentro de las condiciones evaluadas se encontraron valores muy similares para el TPA-O<sub>3</sub> 30-2 y el TPA-O<sub>3</sub> 45-2 como se muestra en la Figura 4.15 , a pesar de las diferencias encontradas en las remociones de turbiedad, color, DQO y SST.

Los valores de potencial zeta obtenidos en cada una de las muestras fueron muy variables debido a la complejidad de la composición del agua residual. Los valores del potencial zeta entre una réplica y otra fueron reproducibles por lo que para este estudio no se considero como un parámetro de referencia para seleccionar las mejores condiciones del TPA.

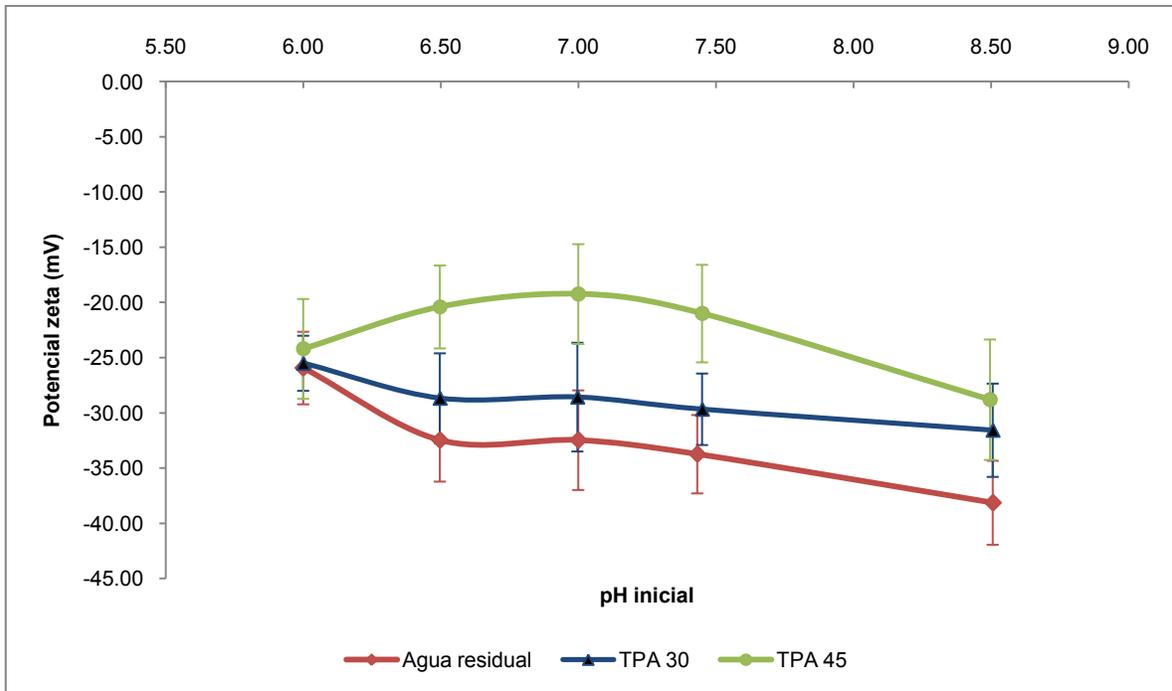


Figura 4.13 Efecto del pH en el potencial zeta en el TPA-30 y el TPA-45

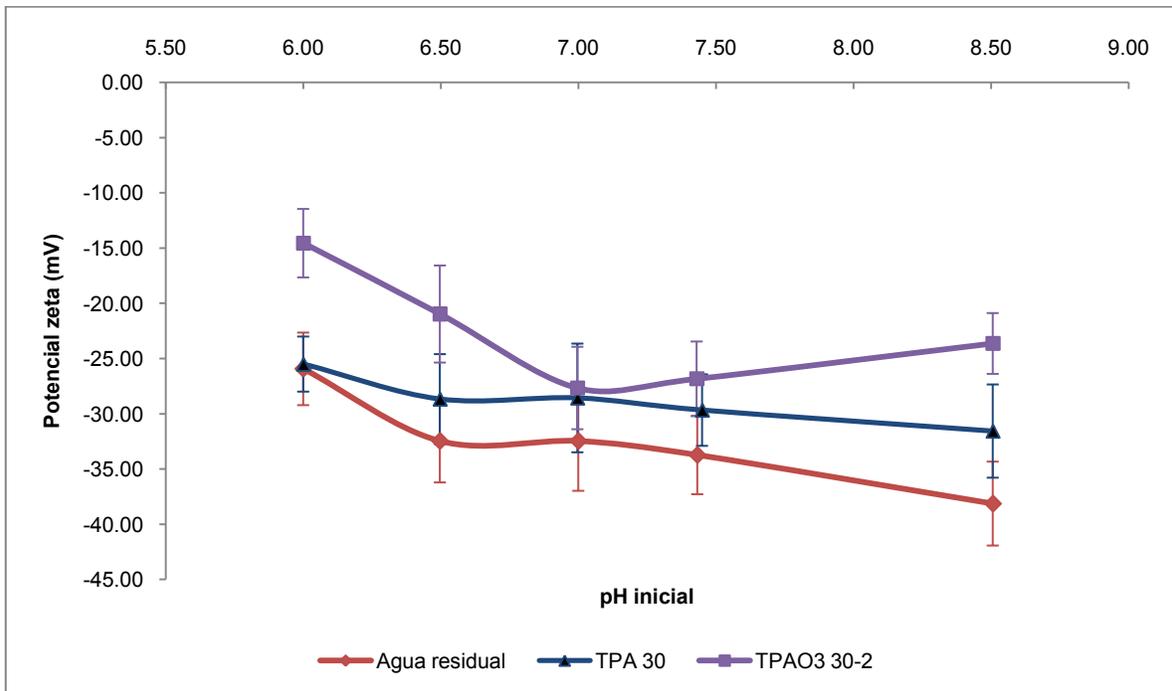


Figura 4.14 Efecto del pH en el potencial zeta en el TPA-30 y el TPA-O3 30-2

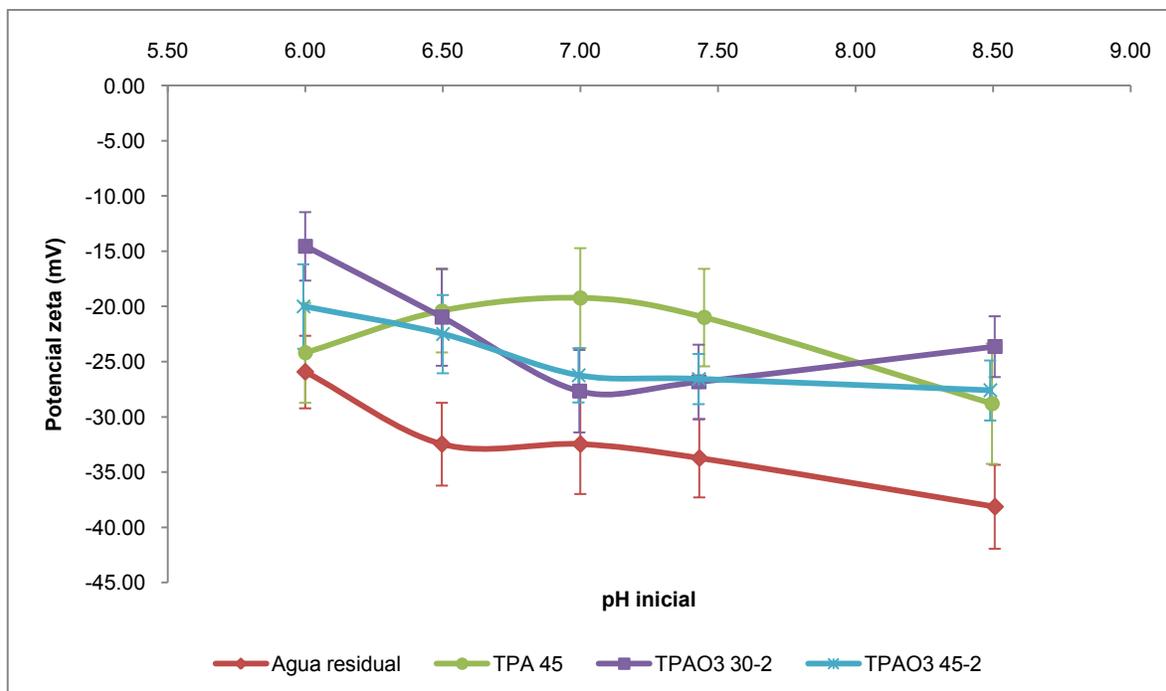


Figura 4.15 Efecto del pH en el potencial zeta en el TPA-45, el TPA-O3 30-2 y el TPA-O3 45-2

#### 4.5 Calidad microbiológica del agua residual tratada después de filtración y desinfección con ozono.

Para las pruebas de filtración y desinfección, el agua cruda fue tratada utilizando las mejores condiciones del tratamiento (TPA-45, pH 6.0). El Efluente de TPA fue filtrado y sometido a dosis de ozono transferidas crecientes hasta alcanzar la calidad microbiológica requerida para reúso en riego agrícola no restringido. Tanto en la Tabla 4.7 como en la gráfica de la Figura 4.16 se muestra la disminución de coliformes fecales en función del tiempo de ozonación y la dosis transferida de ozono. La concentración aproximada de coliformes fecales del agua filtrada fue de  $1.0 \times 10^6$  UFC/100 mL.

El nivel de coliformes fecales especificado por la NOM-001-SEMARNAT de 1000 UFC/100 mL para riego no restringido se alcanzó con una dosis aplicada de 50 mg/L, equivalente a una dosis de ozono transferida de 35.5 mg/L, la cual se alcanzó después de 14 minutos de ozonación con una concentración de ozono en fase gas a la entrada de 25 mg/L. La eficiencia de transferencia es del 63.1%

Tabla 4.7 Resumen del balance de masa del ozono y resultados de la desinfección

Tiempo Min	D[O <sub>3</sub> ] <sub>A</sub> mg/L	D[O <sub>3</sub> ] <sub>T</sub> mg/L	E.T.	Coliformes fecales UFC/100 mL
0.0	0	0	100.0	1.0x 10 <sup>6</sup>
8.7	30	24.2	80.8	4.1 x 10 <sup>4</sup>
11.2	40	29.4	69.0	4.7 x 10 <sup>3</sup>
14.0	50	35.5	63.1	4.5 x 10 <sup>2</sup>
16.8	60	41.5	61.7	1.1 x 10 <sup>2</sup>
19.6	70	47.4	61.4	0

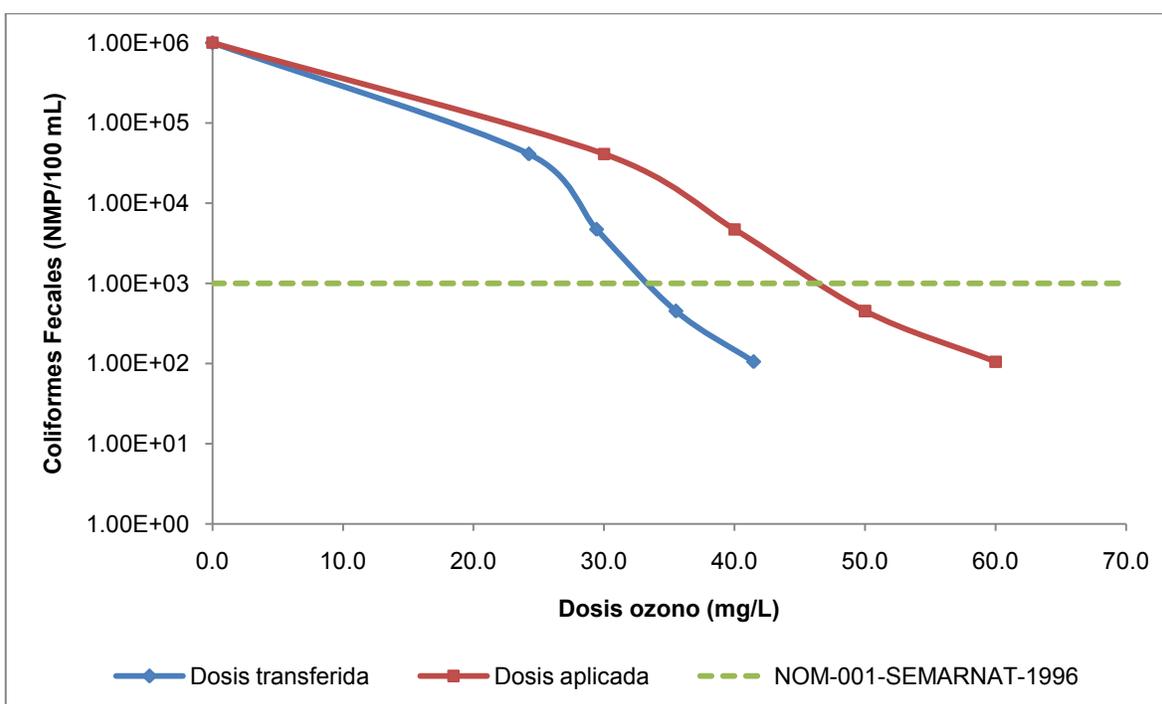


Figura 4.16 Variación de la concentración de coliformes fecales en función de la dosis de ozono

Finalmente, se realizó el sistema de tratamiento en su totalidad, siendo éste el TPA-45 a un pH de 6.0, seguido de la filtración y la desinfección con una dosis aplicada de ozono de 50 mg/L. La Tabla 4.8 se muestra una comparación de los parámetros medidos entre el agua residual cruda, y los alcanzados por el tratamiento. Se realizó una prueba adicional de huevos de helminto, los cuales también se incluyen en la NOM-001-SEMARNAT-1996. Como puede observarse, el tratamiento cumple con los límites máximos permisibles especificados por la NOM-001-SEMARNAT-1996 para un riego agrícola no restringido.

Tabla 4.8 Comparación de la calidad del agua residual y del agua tratada

Parámetro	Límite permisible <sup>1</sup>	Agua residual	Agua tratada
pH	5 a 10	7.44 ± 0.04	7.09 ± 0.10
Turbiedad (UNT)	-	228 ± 40	10.0 ± 6.9
Color (Pt-Co)	-	884 ± 133	37 ± 15
DBO (mg/L)	-	111 ± 9	47 ± 10
DQO (mg/L)	-	391 ± 40	77 ± 6
SST (mg/L)	-	60.4 ± 15.0	4.3 ± 1.5
Sólidos sedimentables (mL/L)	-	0.6 ± 0.1	0
Coliformes fecales (UFC/100 mL)	1000	1.7E+09 ± 4.9E+08	40 ± 28

<sup>1</sup>Límites máximos permisibles de acuerdo a la NOM-001-SEMARNAT-1996

## CONCLUSIONES

Se concluye que al disminuir el pH inicial del agua, el TPA alcanza mayores porcentajes de remoción de turbiedad, color aparente, DQO y SST. El pH de 6.0 fue el más efectivo. En la medida en que se aumenta la dosis de coagulante, el efecto que tiene el pH en la remoción de parámetros disminuye; esto es, el proceso de coagulación es menos dependiente del pH inicial de reacción.

Con respecto al efecto de mejora del ozono en el TPA, se concluye que éste se da en forma más efectiva bajo las condiciones de pH natural del agua residual (pH 7.45). Al disminuir el pH de este valor (pH  $\square$  7.0), se muestra que el efecto del pH en la remoción de parámetros de control es más significativo. El TPA a pH de 6 resultó ser más efectivo que el TPA-O<sub>3</sub>, bajo las mismas condiciones de pH, observándose en este último caso una fracción de flóculos que permanece en suspensión. Se concluye por lo tanto que el principal aporte del ozono en el TPA es el de sustituir los requerimientos de ajuste de pH inicial de reacción y el de disminuir la dosis de coagulante utilizada en el proceso.

En cuanto al potencial zeta, la dosis de coagulante tiene un mayor efecto sobre éste que el ajuste del pH inicial de reacción. En la medida que se aumenta la dosis de coagulante el valor del potencial zeta aumenta debido a la neutralización de las cargas. Se encontró que el ozono igualmente contribuye a este mecanismo puesto que a una dosis relativamente baja de coagulante y de ozono se produce un aumento del potencial zeta, en comparación del tratamiento a la misma dosis de coagulante sin ozono. A pesar de los cambios que experimentó el potencial zeta, se concluye que bajo las condiciones ensayadas, es un parámetro que no mostró reproducibilidad en las pruebas realizadas y que por lo tanto no contribuyó a la selección de las condiciones de tratamiento en la medida en que se esperaba.

El tratamiento más efectivo para el agua residual proveniente de la Planta del Cerro de la Estrella resultó ser el TPA-45 a un pH de 6.0. Las remociones de turbiedad, color, SST y DQO fueron de 97.3, 94.8, 94.1 y 83.8% respectivamente. Luego de la filtración del efluente de este tratamiento es necesario aplicar una dosis transferida de ozono de 35.5 mg/L para lograr la desinfección del agua tratada y cumplir con el límite máximo permitido para un riego agrícola no restringido especificado por la NOM-001-SEMARNAT-1996.

## BIBLIOGRAFÍA

Aboulhassan, M. A., Souabi, S., Yaacoubi, A., & Baudu, M. (2006). Improvement of paint effluents coagulation using natural and synthetic coagulant aids. *Journal of Hazardous Materials* , B138, 40-45.

Andía-Cárdenas, Y. (2000). *Tratamiento de Agua. Coagulación y Floculación*. Lima: SEDAPAL, Evaluación de Plantas y Desarrollo Tecnológico.

APHA, AWWA, WEF. (1992). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (19 ed.). (A. E. Greenberg, L. S. Clescerl, & A. D. Eaton, Edits.) Washington, DC.

AWWA. (1991). *Ozone in Water Treatment: Application and Engineering*. (B. Langlais, D. A. Beckhow, & D. Brink, Edits.) Michigan: Lewis Publishers.

Blumenthal, U. J., Peasey, A., Ruiz-Palacios, G., & Mara, D. D. (2000). *Guidelines for wastewater reuse in agriculture and aquaculture: recommended revisions based on new research evidence*. Water and Environmental Health at London and Loughborough Study.

Böhme, A. (1999). Ozone Technology of German Industrial Enterprises. *Ozone: Science and Engineering* , 21 (2), 163-176.

Campos-Reales-Pineda, A. E., Orta de Velásquez, M. T., & Rojas-Valencia, M. N. (2008). The use of ozone during advances primary treatment of wastewater for its reuse in agriculture: an approach to enhance coagulation, disinfection and crop productivities. *Water Science & Technology* , 57 (6), 955-962.

Chandranth, M. (1996). Effects of Ozone on the Colloidal Stability and Aggregation of Particles Coates with Natural Organic Matter. *Environment Science Technology* , 30 (2), 431.

Chen, A. S. (1987). Activated Alumin Adsorption of Dissolved Organic Compounds before and after Ozonation. *Environment Science Technology* , 2 (1), 83.

Choukr-Allah, R., & Hamdy, A. (2004). Wastewater treatment and reuse in Mediterranean region as a potential resource for drought mitigation. En A. Handy (Ed.), *Water Management for Drought Mitigation in the Mediterranean* (págs. 103-132). Bari: Egypt National Water Resources Center, CIHEAM-IAMB.

- Ciencia Abierta. (s.f.). *Coagulación y floculación de contaminantes en el agua*. Recuperado el 2011 de Marzo de 18, de sitio Web de la Universidad de Chile:  
<http://cabierta.uchile.cl/revista/15/educacion/edu4/index.html>
- Comstock, K. K., Gilmore, L. A., Lambert, C. L., & Zarrei, M. (2006). *Design, Construction and Startup of the Southeast's Largest Surface Water Treatment Plant*. AWWA Annual Conference.
- CONAGUA. (2010). *Estadísticas del Agua en México*. México: Subdirección General de Programación, SEMARNAT.
- CONAGUA. (2009). *Inventario nacional de plantas municipales de potabilización y de tratamiento de aguas residuales en operación*. México: Subdirección General de Agua Potable, Drenaje y Saneamiento, SEMARNAT.
- CONAGUA. (s.f.). *Planta de tratamiento de aguas residuales Atotonilco*. Recuperado el 03 de Diciembre de 2010, de sitio Web de la CONAGUA:  
<http://www.conagua.gob.mx/sustentabilidadhidricadelvalledemexico/PTARAtotonilco.aspx>
- Davis, M. L., & Masten, S. J. (2005). *Ingeniería y ciencias ambientales*. México: McGraw-Hill Interamericana.
- Downs, T. J., Cienfuentes-García, E., & Suffet, I. M. (1999). Risk Screening for Exposure to Groundwater Pollution in a Wastewater Irrigation District of the Mexico City Region. *Environmental Health Perspectives* , 107 (7), 553-561.
- GDF. (s.f.). *Planta de tratamiento de Aguas Residuales. Delegación Iztapalapa*. Recuperado el 03 de Enero de 2011, de Sitio Web del Gobierno del Distrito Federal:  
<http://www.visitasguiadas.df.gob.mx/visitas/residuales.html>
- Giaconi, V., & Escaff, M. (2001). *Cultivo de hortalizas*. Editorial Universitaria.
- Hanson, A. T., & Cleasby, J. L. (1990). The effects on turbulent flocculation: fluid dynamics and chemistry. *Journal American Water Works Association* , 56-73.
- Hespanhol, I. (1996). Health impacts of agricultural development.
- Hoigné, J. (1988). The Chemistry of Ozone in Water. *Process Technologies for Water Treatment* , 121-141.
- Janex, M. L., Savoye, P., Xu, P., Rodríguez, J., & Lazarova, V. (2000). Ozone for urba wastewater disinfection: a new efficient solution. *Fundamental and Engineering Concepts for Ozone Reactor Design*. Toulouse: International Specialised Symposium IOA 2000.

Jekel, M. R. (1983). The Benefits of Ozone Treatment Prior to Flocculation Processes. *Ozone: Science and Engineering* , 5 (21).

Jiménez, B. (2002). *La Contaminación Ambiental en México: causas, efectos y tecnología apropiada*. México: Limusa, Colegio de Ingenieros Ambientales de México, A.C., Instituto de Ingeniería de la UNAM, FEMISCA.

Jiménez, B., & Landa, H. (1998). Physico-chemical and bacteriological characterization of wastewater from Mexico City. *Water Science Technology* , 37 (1), 1-8.

Li, T., Yan, X., Wang, D., & Wang, F. (2009). Impact of preozonation on the performance of coagulated flocs. *Chemosphere* , 75, 187-192.

Mara, D., & Cairncross, S. (1989). Guidelines for the Safe Use of Wastewater and Excreta in Agricultura and Aquaculture.

Matsumoto, N., & Watanabe, K. (1999). Footprints and Future Steps of Ozone Applications in Japan. *Ozone: Science and Engineering* , 21 (2), 127-138.

Metcalf & Eddy, Inc. (1996). *Ingeniería de Aguas Residuales. Tratamiento, Vertido y Reutilización* (Tercera Edición ed., Vol. 1). México: McGraw-Hill.

Metcalf & Eddy, Inc. (2003). *Wastewater Engineering. Treatment and Reuse* (Cuarta edición ed.). Estados Unidos: McGraw-Hill.

Montgomery, J. M. (1985). *Water Treatment Principles and Design*. E.U.A.: John Wiley & Sons.

Mujeriego, R., & Asano, T. (1999). The role of advanced treatment in wastewaters reclamation and reuse. *Water Science Technology* , 40 (4-5), 1-9.

Nalco Chemical Company. (1990). Coagulación y floculación. En F. N. Kemmer, & J. McCallion (Edits.), *Manual del agua: Su naturaleza, tratamiento y aplicaciones* (págs. 8.1-8.17). México: McGraw Hill.

Navalón-Oltra, S. (2010). Parámetros de calidad del agua relacionados con la presencia de materia orgánica y microorganismos. *Tesis doctoral* . Valencia: Universidad Politécnica de Valencia.

NMX-AA-004-SCFI-2000, Análisis de agua-Determinación de sólidos sedimentables en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Método de prueba. (18 de 12 de 2000). México: Diario Oficial de la Federación.

NMX-AA-028-SCFI-2001, Análisis de agua - Determinación de la Demanda Bioquímica de Oxígeno en aguas naturales, residuales (DBO5) y residuales tratadas - Método de prueba. (s.f.). 2001, México: Diario Oficial de la Federación.

NMX-AA-034-SCFI-2001. *Análisis de agua - Determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Método de prueba*. Secretaría de Economía.

NMX-AA-102-SCFI-2006, Calidad del agua - Detección y enumeración de organismos coliformes, organismos coliformes termotolerantes y Escherichia coli presuntiva - Método de filtración en membrana. (21 de agosto de 2006). México: Diario Oficial de la Federación.

NOM-001-SEMARNAT-1996 que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. (23 de Abril de 2003). México: Diario Oficial de la Federación.

Oron, G., Campos, C., Gillerman, L., & Salgot, M. (1999). Wastewater treatment, renovation and reuse for agricultural irrigation in small communities. *Agricultural Water Management* , 38, 223-234.

Orta de Velásquez, M. T., Altamirano-Coro, J. M., Monje-Ramírez, I., & Manero-Brito, O. (1998). Improvement of Wastewater Coagulation Using Ozone. *Ozone: Science and Engineering* , 20, 151-162.

Orta de Velásquez, M. T., Rojas-Valencia, M. N., & Vaca-Mier, M. (2002). Destruction of helminth eggs (*Ascaris suum*) by ozone: second stage. *Water Science Technology: Water Supply* , 2 (3), 227-233.

Pereira, L. S. (s.f.). *Health Safety in Wastewater Reuse in Irrigated Agriculture*. Recuperado el 03 de 10 de 2010, de <http://ressources.ciheam.org/om/pdf/b53/00800771.pdf>

Pereira, L. S., Cordery, I., & Iacovides, I. (2002). Coping with Water Scarcity. (UNESCO, Ed.) *UNESCO IHP VI, Technical Documents in Hydrology* (58), 267.

Perrine, D. (1990). Cinétiques d'action du chlore et de l'ozone sur les trophozoïtes et les kysts d'amibes libres de germes Naegleria et Acanthamoeba. *Journal Francais d'Hydrologie* , 21 (1), 113-121.

Pescod, M. B. (1992). Wastewater Treatment and Use in Agriculture. (FAO, Ed.) *FAO Irrigation and Drainage Paper* , 47.

Ramírez-Hermenegildo, R. (2008). Tesis. *Oxidación con ozono de un efluente biológico para la recarga artificial de acuífero* . México: FES Zaragoza, UNAM.

Rodríguez-Vidal, F. J. (2003). *Procesos de Potabilización del Agua e Influencia del Tratamiento de Ozonización*. Madrid: Ediciones Díaz de Santos S. A.

Romero-Rojas, J. A. (2006). *Purificación del agua* (Segunda edición ed.). Colombia: Escuela Colombiana de Ingeniería.

Savoye, P., Janex, M. L., & Lazarova, L. (2001). Wastewater disinfection by low-pressure UV and ozone: a design approach based on water quality. *Water Science and Technology* , 43 (10), 163-171.

Shao, Y. J., Liu, A., Wada, F., Crosse, J., & Jenkins, D. (1996). Advanced Primary Treatment: an alternative to biological secondary treatment. The city of Los Angeles Hyperion Treatment Plant Experience. *Water Science Technology* , 34 (3-4), 223-233.

Shaw, D. J. (1966). *Introduction to Colloid and Surface Chemistry*.

US EPA. (1999). *Folleto informativo de tecnología de aguas residuales. Desinfección con ozono*. Washington, D. C.: Office of Water.

Wang, J. P., Chen, Y. Z., Ge, X. W., & Yu, H. Q. (2007). Optimization of coagulation-flocculation process for a paper recycling wastewater treatment using response surface methodology. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical Engineering Aspects* , 302, 204-210.

Westcot, D. W. (1997). *Quality Control of Wastewater for Irrigated Agriculture*. (FAO, Ed.) *FAO Water Report* , 10.

White, C. G. (1994). *Handbook of Chlorination and Alternative Disinfectants*. Nueva York: John Wiley & Sons.

WHO. (1989). *Health Guidelines for the Use of Wastewater in Agriculture and Aquaculture*. Génova: WHO.

Worcester, MA. (s.f.). *Water Treatment Plant*. Recuperado el 3 de Enero de 2011, de sitio Web de la Ciudad de Worcester, Massachusetts: <http://www.worcesterma.gov/dpw/water-sewer-operations/water-treatment-plant>

Xu, P., Janex, M. L., Savoye, P., Cock, A., & Lazarova, V. (2002). Wastewater disinfection by ozone: main parameter for process design. *Water Research* , 36, 1043-1055.

Zeta-Meter, Inc. *Zeta-Potential: A Complete Course in 5 Minutes*. EUA.

# ANEXOS

## A1. Especificaciones de la NOM-001-SEMARNAT-1996

4.1 La concentración de contaminantes básicos, metales pesados y cianuros para las descargas de aguas residuales a aguas y bienes nacionales, no debe exceder el valor indicado como límite máximo permisible en las Tablas 2 y 3 de esta Norma Oficial Mexicana. El rango permisible del potencial hidrógeno (pH) es de 5 a 10 unidades.

4.2 Para determinar la contaminación por patógenos se tomará como indicador a los coliformes fecales. El límite máximo permisible para las descargas de aguas residuales vertidas a aguas y bienes nacionales, así como las descargas vertidas a suelo (uso en riego agrícola) es de 1,000 y 2,000 como número más probable (NMP) de coliformes fecales por cada 100 ml para el promedio mensual y diario, respectivamente.

Tabla 2. Límites máximos permisibles para contaminantes básicos.

Parámetros	Ríos						Embalses naturales y artificiales				Aguas costeras						Suelo		Humedales naturales (B)	
	Uso en riego agrícola (A)		Uso público urbano (B)		Protección de vida acuática (C)		Uso en riego agrícola (A)		Uso público urbano (B)		Explotación pesquera, navegación y otros usos (A)		Recreación (B)		Estuarios (B)		Uso en riego agrícola (A)			
(miligramos por litro, excepto cuando se especifique)	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.
Temperatura °C (1)	N.A.	N.A.	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	N.A.	N.A.	40	40
Grasas y aceites (2)	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25
Materia flotante (3)	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente
Sólidos Sedimentables (ml/l)	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	N.A.	N.A.	1	2
Sólidos Suspendidos Totales	150	200	75	125	40	60	75	125	40	60	150	200	75	125	75	125	N.A.	N.A.	75	125
Demanda Bioquímica de Oxígeno <sub>5</sub>	150	200	75	125	30	60	75	150	30	60	125	200	75	125	75	150	N.A.	N.A.	75	150
Nitrógeno Total	40	60	40	60	15	25	40	60	15	25	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	15	25	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Fósforo Total	20	30	20	30	5	10	20	30	5	10	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	5	10	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.

(1) Instantáneo

(2) Muestra Simple Promedio Ponderado

(3) Ausente según el Método de Prueba definido en la NMX-AA-006

P.D. = Promedio Diario; P.M. = Promedio Mensual:

N.A. = No aplicable

(A), (B) y (C): Tipo de Cuerpo Receptor según la Ley Federal de Derechos.

Tabla 3. Límites máximos permisibles para metales pesados y cianuros

Parámetros (*)	Ríos						Embalses naturales y artificiales				Aguas costeras						Suelo		Humedales naturales (B)	
	Uso en riego agrícola (A)		Uso público urbano (B)		Protección de vida acuática (C)		Uso en riego agrícola (A)		Uso público urbano (B)		Explotación pesquera, navegación y otros usos (A)		Recreación (B)		Estuarios (B)		Uso en riego agrícola (A)			
	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.		
Arsénico	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2
Cadmio	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.05	0.1	0.1	0.2
Cianuros	1.0	3.0	1.0	2.0	1.0	2.0	2.0	3.0	1.0	2.0	1.0	2.0	2.0	3.0	1.0	2.0	2.0	3.0	1.0	2.0
Cobre	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4	6.0	4	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4	6.0	4.0	6.0
Cromo	1	1.5	0.5	1.0	0.5	1.0	1	1.5	0.5	1.0	0.5	1.0	1	1.5	0.5	1.0	0.5	1.0	0.5	1.0
Mercurio	0.01	0.02	0.005	0.01	0.005	0.01	0.01	0.02	0.005	0.01	0.01	0.02	0.01	0.02	0.01	0.02	0.005	0.01	0.005	0.01
Níquel	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4
Plomo	0.5	1	0.2	0.4	0.2	0.4	0.5	1	0.2	0.4	0.2	0.4	0.5	1	0.2	0.4	5	10	0.2	0.4
Zinc	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20

(\*) Medidos De manera total

P.D. = Promedio Diario P.M. = Promedio Mensual N.A. = No aplicable

(A), (B) y (C): Tipo de Cuerpo Receptor según la Ley Federal de Derechos.

4.3 Para determinar la contaminación por parásitos se tomará como indicador los huevos de helminto. El límite máximo permisible para las descargas vertidas a suelo (uso en riego agrícola), es de un huevo de helminto por litro para riego no restringido, y de cinco huevos por litro para riego restringido, lo cual se llevará a cabo de acuerdo a la técnica establecida en el anexo 1 de esta Norma.

4.4 Al responsable de la descarga de aguas residuales que antes de la entrada en vigor de esta Norma Oficial Mexicana se le hayan fijado condiciones particulares de descarga, podrá optar por cumplir con los límites máximos permisibles establecidos en esta Norma, previo aviso a la Comisión Nacional del Agua.

4.5 Los responsables de las descargas de aguas residuales vertidas a aguas y bienes nacionales deben cumplir con la presente Norma Oficial Mexicana de acuerdo con lo siguiente:

a) Las descargas municipales tendrán como plazo límite las fechas de cumplimiento establecidas en la Tabla 4. El cumplimiento es gradual y progresivo, conforme a los rangos de población. El número de habitantes corresponde al determinado en el XI Censo Nacional de Población y

Vivienda, correspondiente a 1990, publicado por el Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática

b) Las descargas no municipales tendrán como plazo límite hasta las fechas de cumplimiento establecidas en la Tabla 5. El cumplimiento es gradual y progresivo, dependiendo de la mayor carga contaminante, expresada como demanda bioquímica de oxígeno<sub>5</sub> (DBO<sub>5</sub>) o sólidos suspendidos totales (SST), según las cargas del agua residual, manifestadas en la solicitud de permiso de descarga, presentada a la Comisión Nacional del Agua.

Tabla 4. Descargas municipales

<b>FECHA DE CUMPLIMIENTO A PARTIR DE:</b>	<b>RANGO DE POBLACIÓN</b>
1 de enero de 2000	Mayor de 50,000 habitantes
1 de enero de 2005	de 20,001 a 50,000 habitantes
1 de enero de 2010	de 2,501 a 20,000 habitantes

Tabla 5. Descargas no municipales

<b>FECHA DE CUMPLIMIENTO A PARTIR DE:</b>	<b>CARGA CONTAMINANTE</b>	
	<b>DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO<sub>5</sub></b> <b>t/d (toneladas/día)</b>	<b>SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES</b> <b>t/d (toneladas/día)</b>
1 de enero de 2000	mayor de 3.0	mayor de 3.0
1 de enero de 2005	de 1.2 a 3.0	de 1.2 a 3.0
1 de enero de 2010	menor de 1.2	menor de 1.2

4.6 Las fechas de cumplimiento establecidas en las Tablas 4 y 5 de esta Norma Oficial Mexicana podrán ser adelantadas por la Comisión Nacional del Agua para un cuerpo receptor en específico, siempre y cuando exista el estudio correspondiente que valide tal modificación.

4.7 Los responsables de las descargas de aguas residuales municipales y no municipales, cuya concentración de contaminantes en cualquiera de los parámetros básicos, metales pesados y cianuros, que rebasen los límites máximos permisibles señalados en las Tablas 2 y 3 de esta Norma Oficial Mexicana, multiplicados por cinco, para cuerpos receptores tipo B (ríos, uso público urbano), quedan obligados a presentar un programa de las acciones u obras a realizar para el control de la calidad del agua de sus descargas a la Comisión Nacional del Agua, en un plazo no

mayor de 180 días naturales, a partir de la publicación de esta Norma en el Diario Oficial de la Federación.

Los demás responsables de las descargas de aguas residuales municipales y no municipales, que rebasen los límites máximos permisibles de esta norma, quedan obligados a presentar un programa de las acciones u obras a realizar para el control de la calidad de sus descargas a la Comisión Nacional del Agua, en las fechas establecidas en la Tablas 6 y 7.

Lo anterior, sin perjuicio del pago de derechos a que se refiere la Ley Federal de Derechos y a las multas y sanciones que establecen las leyes y reglamentos en la materia.

Tabla 6. Descargas municipales

<b>RANGO DE POBLACIÓN</b>	<b>FECHA LÍMITE PARA PRESENTAR PROGRAMA DE ACCIONES</b>
mayor de 50,000 habitantes	30 de junio de 1997
de 20,001 a 50,000 habitantes	31 de diciembre de 1998
De 2,501 a 20,000 habitantes	31 de diciembre de 1999

Tabla 7. Carga contaminante de las descargas no municipales

<b>DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO<sub>5</sub> Y/O SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES</b> <b>t/d (toneladas/día)</b>	<b>FECHA LÍMITE PARA PRESENTAR PROGRAMA DE ACCIONES</b>
mayor de 3.0	30 de junio de 1997
de 1.2 a 3.0	31 de diciembre de 1998
menor de 1.2	31 de diciembre de 1999

4.8 El responsable de la descarga queda obligado a realizar el monitoreo de las descargas de aguas residuales para determinar el promedio diario y mensual. La periodicidad de análisis y reportes se indican en la Tabla 8 para descargas de tipo municipal y en la Tabla 9 para descargas no municipales. En situaciones que justifiquen un mayor control, como protección de fuentes de abastecimiento de agua para consumo humano, emergencias hidroeléctricas o procesos productivos fuera de control, la Comisión Nacional del Agua podrá modificar la periodicidad de análisis y reportes. Los registros del monitoreo deberán mantenerse para su consulta por un periodo de tres años posteriores a su realización.

4.9 El responsable de la descarga estará exento de realizar el análisis de alguno o varios de los parámetros que se señalan en la presente Norma Oficial Mexicana, cuando demuestre que, por las características del proceso productivo o el uso que le dé al agua, no genera o concentra los contaminantes a exentar, manifestándolo ante la Comisión Nacional del Agua, por escrito y bajo protesta de decir verdad. La autoridad podrá verificar la veracidad de lo manifestado por el usuario. En caso de falsedad el responsable quedará sujeto a lo dispuesto en los ordenamientos legales aplicables.

Tabla 8

<b>RANGO DE POBLACIÓN</b>	<b>FRECUENCIA DE MUESTREO Y ANÁLISIS</b>	<b>FRECUENCIA DE REPORTE</b>
mayor de 50,000 habitantes	MENSUAL	TRIMESTRAL
de 20,001 a 50,000 habitantes	TRIMESTRAL	SEMESTRAL
de 2,501 a 20,000 habitantes	SEMESTRAL	ANUAL

Tabla 9

<b>DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO<sub>5</sub></b> <b>t/d (toneladas/día)</b>	<b>SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES</b> <b>t/d (toneladas/día)</b>	<b>FRECUENCIA DE MUESTREO Y ANÁLISIS</b>	<b>FRECUENCIA DE REPORTE</b>
mayor de 3.0	mayor de 3.0	MENSUAL	TRIMESTRAL
de 1.2 a 3.0	de 1.2 a 3.0	TRIMESTRAL	SEMESTRAL
menor de 1.2	menor de 1.2	SEMESTRAL	ANUAL

4.10 En el caso de que el agua de abastecimiento registre alguna concentración promedio mensual de los parámetros referidos en los puntos 4.1, 4.2 y 4.3 de la presente Norma Oficial Mexicana, la suma de esta concentración al límite máximo permisible promedio mensual, es el valor que el responsable de la descarga está obligado a cumplir, siempre y cuando lo notifique por escrito a la Comisión Nacional del Agua.

4.11 Cuando se presenten aguas pluviales en los sistemas de drenaje y alcantarillado combinado, el responsable de la descarga tiene la obligación de operar su planta de tratamiento y cumplir con los límites máximos permisibles de esta Norma Oficial Mexicana, o en su caso con sus condiciones particulares de descarga, y podrá a través de una obra de desvío derivar el caudal excedente. El responsable de la descarga tiene la obligación de reportar a la Comisión Nacional del Agua el caudal derivado.

4.12 El responsable de la descarga de aguas residuales que, como consecuencia de implementar un programa de uso eficiente y/o reciclaje del agua en sus procesos productivos, concentre los contaminantes en su descarga, y en consecuencia rebase los límites máximos permisibles establecidos en la presente Norma, deberá solicitar ante la Comisión Nacional del Agua se analice su caso particular, a fin de que ésta le fije condiciones particulares de descarga.

## **A2. Determinación de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO<sub>5</sub>)**

*Adaptado de la Norma Mexicana NMX-AA-028-SCFI-2001*

### **PROCEDIMIENTO**

1. Preparar agua de dilución<sup>1</sup>. Colocar el volumen requerido de agua en un frasco y añadir por cada litro de agua 1 mL de cada una de las siguientes disoluciones: disolución de sulfato de magnesio, disolución de cloruro de calcio, disolución de cloruro férrico y disolución amortiguadora de fosfatos. Preparar el agua de dilución diariamente.
2. Comprobar la calidad del agua mediante la medición del oxígeno disuelto en el agua.
3. Comprobar en cada lote analítico la calidad del agua de dilución, la efectividad del inóculo y la técnica analítica mediante determinaciones de la DBO<sub>5</sub> en muestras estándar de concentración conocida.
4. En caso de ser necesario, inocular la muestra.
5. Determinar la DBO<sub>5</sub> del material de siembra como para cualquier otra muestra. Esto es una siembra control. A partir de este valor y de uno conocido de la dilución del material de siembra (en el agua de dilución) determinar el consumo de oxígeno disuelto (OD) de la siembra. Lo ideal es hacer disoluciones tales de la siembra que la mayor cantidad de los resultados presenten una disminución de al menos el 50 % del OD.
6. Pretratar las muestras: Neutralizar las muestras a un pH entre 6,5 y 7,5 con ácido sulfúrico o hidróxido de sodio de concentración tal que la cantidad de reactivo no diluya la muestra en más del 0,5%; eliminar el cloro de la muestra y sembrar con inóculo si hay cloro residual; evitar la sobresaturación de OD de la muestra y/o inhibir la nitrificación adicionando 3,0 mg de 2-cloro-6 (triclorometil) piridina a cada uno de los frascos antes de recolectar.

---

<sup>1</sup> En este caso se utilizó un reactivo preparado HACH (No. 14862-98) que contiene las soluciones mencionadas

7. Hacer varias diluciones (al menos 3) por duplicado de la muestra preparada directamente en frascos tipo Winkler. Determinar OD inicial en uno de los frascos de cada una de las diferentes diluciones. En los frascos de los duplicados de cada una de las diluciones, ajustar herméticamente el tapón, poner un sello hidráulico y la contratapa e incubar durante 5 días a 20°C.

8. Determinar el OD inicial ya sea por el método yodométrico o el electrométrico<sup>2</sup>

9. Emplear un blanco del agua de dilución como un control aproximado de la calidad del agua de dilución no sembrada y de la limpieza de los frascos de incubación. Junto con cada lote de muestras, incubar un frasco de agua de dilución no sembrada.

10. Incubar a 20°C ± 1°C las botellas de DBO<sub>5</sub> que contengan las muestras con las diluciones deseadas, los controles de siembra, los blancos de agua de dilución y el control de glucosa-ácido glutámico.

11. Después de 5 días de incubación determinar el OD en las diluciones de la muestra, en los controles y en los blancos. La medición del OD debe ser realizada inmediatamente después de destapar la botella de Winkler, para evitar la absorción de oxígeno del aire por la muestra.

## CÁLCULOS

1. Calcular la DBO<sub>5</sub>

1.1 Cuando no se utilice inóculo ni diluciones:

$$DBO_5 \text{ (mg/L)} = OD_i \text{ mg/L} - OD_5 \text{ mg/L}$$

donde:

OD<sub>i</sub> es el oxígeno disuelto inicial, en mg/L y

OD<sub>5</sub> es el oxígeno disuelto al quinto día, en mg/L.

1.2 Cuando se emplea una dilución:

$$DBO_5 \text{ (mg/L)} = \frac{OD_i \text{ mg/L} - OD_5 \text{ mg/L}}{\% \text{ de dilución expresado en decimales}}$$

<sup>2</sup> El método utilizado fue electrométrico. El equipo fue marca WTW modelo Ino Lab Oxi 730/7300

2. Cuando se utiliza inóculo

2.1 Sin dilución:

$$\text{DBO}_5 \text{ (m/L)} = (\text{OD}_i \text{ mg/L} - \text{OD}_5 \text{ mg/L}) - \frac{C_1(B_1 - B_2)(V_t)}{C_2(V_m)}$$

2.2 Con dilución:

$$\text{DBO}_5 \text{ (m/L)} = \left[ (\text{OD}_i \text{ mg/L} - \text{OD}_5 \text{ mg/L}) - \frac{C_1(B_1 - B_2)(V_t)}{C_2(V_m)} \right] P$$

donde:

- B<sub>1</sub> es el OD del inóculo antes de la incubación, en mg/L;
- B<sub>2</sub> es el OD del inóculo después de la incubación, en mg/L;
- C<sub>1</sub> es el volumen de inóculo en la muestra;
- C<sub>2</sub> es el volumen de inóculo en el inóculo control;
- V<sub>t</sub> es el volumen total del frasco Winkler, y
- V<sub>m</sub> es el volumen de muestra sembrada.

3. Expresar los resultados como CDBO<sub>5</sub> si se inhibe la nitrificación.

4. Reportar los resultados en mg/L de DBO<sub>5</sub> con dos cifras significativas con la precisión (media, desviación estándar) correspondiente.

### A3. Determinación de los Sólidos Suspendidos Totales (SST)

*Adaptado de la Norma Mexicana NMX-AA-034-SCFI-2001*

#### PROCEDIMIENTO

1. Introducir la cápsula junto con el papel filtro de fibra de vidrio a la mufla a una temperatura de  $550^{\circ}\text{C} \pm 50^{\circ}\text{C}$  durante 20 minutos como mínimo. Después de ese tiempo transferirla a la estufa a  $103^{\circ}\text{C} - 105^{\circ}\text{C}$  aproximadamente 20 min.
2. Sacar y enfriar la cápsula a temperatura ambiente dentro de un desecador.
3. Pesar la cápsula en la balanza analítica y anotar su peso exacto (P1). Repetir el ciclo en caso de que haya una variación en su peso mayor a 0,5 mg
4. Colocar el papel filtro con la cara rugosa hacia arriba en el sistema de filtración al vacío.
5. Medir con una probeta, un volumen adecuado de la cantidad seleccionada de muestra previamente homogeneizada, la cual depende de la concentración esperada de sólidos suspendidos.
6. Filtrar la muestra aplicando vacío y lavar el disco tres veces con 10 mL de agua, dejando que el agua drene totalmente en cada lavado.
7. Suspender el vacío, transferir la muestra a la cápsula de porcelana y llevarla a sequedad en la estufa a  $103^{\circ}\text{C}-105^{\circ}\text{C}$  durante 1 h aproximadamente.
8. Transferir las cápsulas al desecador hasta que se enfríen a temperatura ambiente y pesarlas. Registrar su peso (P2).

#### CÁLCULOS

1. Calcular el contenido de sólidos suspendidos totales de la muestra como sigue:

$$\text{SST} = (\text{P2} - \text{P1}) * 1\ 000 * 1000 / \text{V}$$

donde:

SST son los sólidos suspendidos totales, en mg/L;

P1 es el peso de la cápsula y el papel filtro a peso constante, en g;

P2 es el peso de la cápsula y el papel filtro y el residuo seco, en g, y

V es el volumen de muestra, en mL.

## **A4. Determinación de los Sólidos Sedimentables**

*Adaptado de la Norma Mexicana NMX-AA-004-SCFI-2000*

### **PROCEDIMIENTO**

1. Mezclar la muestra original a fin de asegurar una distribución homogénea de sólidos suspendidos a través de todo el cuerpo del líquido.
2. Colocar la muestra bien mezclada en un cono Imhoff hasta la marca de 1 L. Dejar sedimentar 45 min., una vez transcurrido este tiempo agitar suavemente los lados del cono con un agitador o mediante rotación, mantener en reposo 15 min más y registrar el volumen de sólidos sedimentables del cono como mL/L. Si la materia sedimentable contiene bolsas de líquido y/o burbujas de aire entre partículas gruesas, evaluar el volumen de aquellas y restar del volumen de sólidos sedimentados.
3. En caso de producirse una separación de materiales sedimentables y flotables, no deben valorarse estos últimos como material sedimentable.
4. Tomar directamente la lectura de sólidos sedimentables del cono Imhoff.

## **A5. Determinación de los Coliformes Fecales**

*Adaptado de la Norma Mexicana NMX-AA-004-SCFI-2000*

### **PROCEDIMIENTO**

1. Seleccionar un volumen de muestra tal o una dilución del mismo que dé menos de aproximadamente 100 colonias en una membrana de 47 mm ó 50 mm de diámetro. Para trabajo rutinario se recomienda una muestra de 100 mL. Cuando se espere un contenido alto de bacterias, puede tomarse una muestra más pequeña (20 mL); pero se recomienda poner en el embudo previamente 50 mL de agua de dilución estéril.
2. Armar el equipo de filtración y colocar una membrana filtrante estéril sobre el soporte poroso, utilizando las pinzas esterilizadas por flámeo. La cuadrícula de la membrana debe quedar visible. Colocar el embudo con cuidado y sujetarlo con pinzas especiales. Agitar vigorosamente la muestra, verter en el embudo y filtrar con ayuda del vacío. Enjuagar con agua de dilución estéril.
3. Desarmar el aparato de filtración, y con ayuda de unas pinzas flameadas con alcohol retirar la membrana con la muestra ya filtrada y depositarla en una caja Petri con el medio de cultivo MFC previamente preparada. Asegurarse que no hay burbujas de aire atrapado entre la membrana y el medio. Para diferentes volúmenes de la misma muestra, puede reutilizarse el equipo de filtración sin desinfectarlo, siempre y cuando se filtren primero las diluciones más altas. Para filtrar otra muestra, usar otro tipo equipo de filtración o bien desinfectar el equipo.
4. Las cajas Petri con la muestra son colocadas en bolsas de plástico con cierre hermético a prueba de agua. Sumergir las bolsas de plástico en un baño de agua a  $44.5 \pm 0.2$  °C durante  $24 \pm 2$  horas. La bolsa de plástico deberá quedar debajo de la superficie del agua durante toda la incubación.
5. Después de la incubación, las cajas o membranas deben examinarse inmediatamente. Si esto no es posible, almacenarse entre 4°C y 5°C durante períodos cortos, siempre y cuando esto no afecte la apariencia de las colonias.
6. Examinar las membranas y contar las colonias típicas de coliformes fecales: pequeñas, redondas y presentan una coloración azul en la superficie.

7. Es importante hacer notar que las cuentas de colonias en membranas son solamente resultados de coliformes presuntivos. Dado que no se detecta la producción de gas, hay también un supuesto adicional de que los organismos que forman las colonias pueden producir gas. Para el análisis de agua cruda o parcialmente tratada, esto puede ser suficiente, pero para agua potable es importante llevar a cabo las pruebas confirmativas.

## CÁLCULOS

1. A partir del número de colonias características contadas en las membranas, calcular el número de organismos coliformes termotolerantes O coliformes fecales presentes en 100 mL de la muestra, expresando el resultado como unidades formadoras de colonias en un volumen de referencia especificado en la muestra (generalmente 100 mL ó 1 mL) de acuerdo con la siguiente fórmula:

$$\frac{\text{Colonias coliformes fecales}}{\text{Volumen de referencia}} = \frac{\text{Colonias coliformes contadas} \times \text{volumen de referencia}}{\text{Volumen filtrado de muestra}}$$

2. El reporte de la prueba debe hacer referencia a esta norma y dar toda la información relevante, incluyendo todos los detalles necesarios para la identificación completa de la muestra; los resultados, expresados de acuerdo con lo establecido en el punto anterior, y cualquier suceso particular observado durante el curso del análisis y cualquier operación no especificada en el método o considerada opcional que pueda haber influido en los resultados.