

00528  
76



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA  
DE MÉXICO

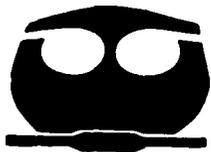
FACULTAD DE QUÍMICA

EFFECTO EN LA REMOCION DE PARTICULAS MENORES A 30  
um AL APLICAR AL AGUA RESIDUAL UN PROCESO  
FISICOQUIMICO CON SULFATO DE ALUMINIO Y  
DIVERSOS PAC's

T E S I S  
QUE PARA OBTENER EL TITULO DE:  
**QUIMICA DE ALIMENTOS**  
P R E S E N T A N :  
**MARIA FERNANDA / RABELL CONTRERAS**  
**VANESSA SILVA CASTRO**



EXAMENES PROFESIONALES  
FACULTAD DE QUÍMICA



MÉXICO, D. F.

2003

A



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.

# **PAGINACION DISCONTINUA**

**Presidente: Prof. Federico Galdeano Bienzobas**

**Vocal: Prof. Miguel Ángel Hidalgo Torres**

**Secretario: Prof. Alma C. Chávez Mejía**

**1er sup.: Prof. Víctor Manuel Luna Pabello**

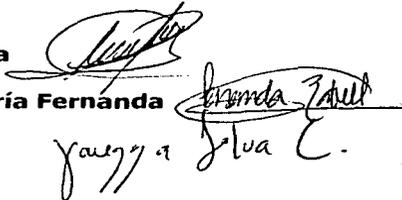
**2do sup.: Prof. Hilda Elizabeth Calderón Villagomez**

#### **INSTITUTO DE INGENIERÍA**

**Asesora: Alma C. Chávez Mejía**

**Sustentantes: Rabell Contreras María Fernanda**

**Silva Castro Vanessa**



Handwritten signatures of Alma C. Chávez Mejía, María Fernanda Rabell Contreras, and Vanessa Silva Castro.

**A Dios** por la fuerza y la voluntad para poder llegar hasta este momento de mi vida.

**A mi mamá** por escucharme y consolarme cuando más lo necesite, por preocuparse de que no me fuera sin desayunar a la facultad, pero sobre todo por darme la vida y enseñarme con su ejemplo a ser fuerte y no caer, te quiero mucho mamá, gracias.

**A mi papá** por darme la vida y el ejemplo de que estudiando se puede llegar hasta donde uno quiera. A pesar de que no estuviste en una etapa muy importante de mi vida y te extraña como a nadie, yo se que me quieres. Te quiero y te quiero mucho papá.

**A Abraham** yo se que no te gustan este tipo de cosas, pero debo decirte que eres una persona muy importante en mi vida, me enseñaste a andar en bicicleta, a manejar, me enseñaste el gusto por leer, conocí muchos cafecitos, vimos juntos muchas películas, pero principalmente sin tu apoyo no hubiera logrado terminar mi carrera, tu me diste aliento para continuar. Te quiero muchísimo.

**A mi hermano Fernán** por que sin él yo sería otra persona, aunque no lo demuestre muy seguido te quiero mucho y eres muy importante para mi, sin ti no tendría con quien enojarme, ni con quien platicar, ni a quien molestar. Eres una persona muy inteligente y capaz, gracias por llevarnos a los muestreos y ensuciarte junto con nosotras, esta tesis también es tuya, gracias.

**A Elena** por ser mi tía, mi madrina y mi mamá postiza cuando te preocupas y nos aconsejas a Faby y a mí, te doy las gracias por apoyarme cuando más lo he necesitado, has sido un ejemplo para mí por que eres una mujer trabajadora y luchona que también llegó a obtener un título profesional a pesar de las adversidades de tu época, gracias Elena.

**A Roberto** por ser un hombre como pocos, eres un ser humano maravilloso y único, esta tesis es tan tuya como mía, gracias por apoyarme y soportarme, te quiero mucho.

**A mis hermanos Jorge y Ananda**, los quiero mucho y ojalá esta tesis les permita aprender que uno llega hasta donde uno se lo propone, y cuando se quiere se puede, no dejen de estudiar, no dejen de soñar, no permitan que nadie los haga desistir de lo que quieren, luchen, sean alegres, sean felices.

**A Patricia, Javier y Daniela**, por ser una familia padrísima, ustedes han sido un ejemplo bien importante de lo que es la comunicación y el amor entre una familia. Paty, te estoy eternamente agradecida por todo lo que has hecho por mí, si no hubiera tenido con quien hablar me hubiera ahogado, pero no fue así, tu estuviste ahí para ayudarme, gracias por todo, me enseñaste a salir con la frente en alto.

**A Leticia, Jesús y María Isabel**, por ser una familia muy bonita y un ejemplo de amor y fortaleza. A ti Lety por que para mí has sido el vivo ejemplo de lo que quiero ser como mujer, quiero tener esa fortaleza, esa constancia y sobre todo la paciencia y amor con lo que has logrado ser lo que eres hoy, eres una mujer muy valiente, te admiro. Gracias por querernos y ayudarnos.

**A mi abuelita** hermosa y preciosa Georgina, yo quiero llegar hacer tan bonita y tan tierna como tu, te quiero mucho Gorda.

**A mi abuelo** Sabas (+) me hubiera gustado compartir este momento contigo, pero se que estás viendo y disfrutando este momento conmigo en donde quiera que te encuentres.

**A mis tíos, tías y primos:** Evita, Lola, Vicenta, Arturo, Ventura, Sabina, Susana, Jorge, Linda, Carlos, Carmen, Sebastián, Daniel, Paco, Caro, Fabiola, Diego, Emmanuel, Gerardo, Osvaldo, Adriana, Georgina, Vero, Adrian, Emiliano, Abraham, Nazul, Claver, Lucio, Miguel, Georgina y Gaby, espero no se me olvide alguno. A todos ustedes por ser parte de la familia más bonita del mundo, por que sin ustedes yo no sería tan alegre y feliz como cuando compartimos, gracias por ser tantos, gracias Gorda, por haber hecho esta familia tan bonita. Pero principalmente me gustaría dirigirme a Sebastián, Daniel, Emiliano, Abraham, Caro, Paco y Diego, primos, les quiero decir que el llegar a este momento es muy importante y bien bonito por que es la culminación de mucho esfuerzo y de mucho relajo también (jiji), pero espero les sirva de algo, más que de adorno en un librero, espero algún día la lean y les pueda servir para lo que quieran, pero principalmente para que sepan que se puede y que deben de echarle muchas ganas a sus estudios, aunque no lo crean las calificaciones importan, echen relajo, diviértanse, vivan, disfruten mucho su época de escuela, de sus amigos, esos recuerdos van a ser parte muy importante de su vida. Los quiero mucho.

**A mi tío Raúl, Araceli, Keiko, Anneke y Ernenek,** los quiero mucho, gracias por haber estado con Fer, mi mamá y conmigo siempre, por querernos y apoyarnos.

**A mis amigos del Oviedo Schönthal,** Raquel, Grisel, Adriana, Erika, Raúl, Alfredo, Fernando, Lalo, Gerardo, Román, Héctor, Juan Carlos y Jorge, si alguien me preguntara: ¿Cuál ha sido la mejor época de tu vida? Contestaría: ¡la que he vivido con ustedes!. Gracias por su apoyo.

**A mi amiguito Ricardo** por ser mi confidente y compañero de pinta de la Universidad, gracias por escucharme y darme apoyo, te quiero amigo.

**Al GTR:** Dra. Blanca, Juan Pablo, Toño Tinajero, Ernesto, Caty, Germán, Alma, Norma, Juan Manuel, Tony, Miguel, Ana Laura, Gaby, María Esther, Rosa, Toño González, Jessica, Aurora, Ivan y Ricardo. A todos ustedes muchas gracias, por su amistad y por su apoyo.

Por último y no menos importante mi compañera de trabajo y amiga **Fernanda.** A pesar de todo el cansancio y todas las diferencias de opinión, seguimos juntas hasta este momento gracias por tu amistad. ¡Lo logramos! ¡Te quiero mucho amiga!

**A Dios** le agradezco todo lo que me ha dado

A mi padres **Fernando Rabell Pacheco (+) y Esperanza Contreras Valdez** por su amor, su apoyo pero sobre todo por haberme dado la vida y enseñarme a vivirla. Aunque a veces pareciera que no los escuchaba siempre han estado presentes en mis decisiones. Papá con tu muerte aprendí que lo más importante de la vida es amar intensamente todo lo que te rodea para después no haber dicho "hubiera....". Mamá gracias por siempre estar ahí y aunque la mayor parte de las veces tus palabras son duras, me has enseñado a siempre ver hacia delante. Los amo con todo el corazón

A mi tíos **Felipe (+), Paulina(+), Gloria, Luis Ramírez, Sara, Roberto, Martín y Angeles** les agradezco el estar ahí siempre que los necesito, en los momentos más difíciles de mi vida, así como en los de alegría. Gracias por permitirme ser parte de sus vidas y hacerme sentir en familia, espero nunca defraudarlos, los quiero mucho.

A **Gomora y Beto** ustedes han sido muy importantes en mi vida, para mi son mis hermanos, aunque hemos tenido diferencias y distanciamientos, saben que siempre estaré para ustedes, gracias por formar parte de mi vida y aceptarme con mis defectos y virtudes. Negra gracias por todo lo que me has ayudado por siempre darme palabras de apoyo, por escucharme y sobre todo por ayudarme cuando mas lo he necesitado. Chaparrito, gracias por todo lo que hemos vivido juntos y la ayuda que me has brindado siempre que lo necesito. Los admiro por sus ganas de triunfar y los quiero mucho

A mis primos **Janet, Rochelle, Chava, Jorge, Elvia, , Julio, Yazmín y Alejandro J.** en momentos muy diferentes de mi vida ustedes han participado y me han dejado experiencias que me han ayudado a ser la persona que ahora soy, les agradezco su cariño, consejos, porras, reventones, llamadas de atención y sobre todo el apoyo que siempre he sentido de ustedes. Los quiero mucho

A mis sobrinos **Corina, Paulina, Daniel, Diego, Daniela, Ian, Pamela, Eduardo y Fernando** por la alegría, cariño que desde pequeños me han brindado. Espero que todos sus sueños y metas siempre se hagan realidad, como los míos se han hecho. El camino de la vida es largo tiene cosas buenas y cosas difíciles pero siempre estaré para ayudarlos. Los quiero mucho

A mis hermanos **Abraham, Silvia, Ivan y Antonio** la muerte de nuestro padre nos ha permitido conocernos más y saber que estamos para ayudarnos, gracias por estar presentes en este momento importante de mi vida.

A **Oliver Martínez Álvarez** eres muy importante en mi vida, lo que hemos vivido y compartido me ha servido para entender y conocer el significado de decir Te amo, siempre me has demostrado con hechos lo que significa para ti, estas siempre en el momento justo de las alegrías, las tristezas y las dificultades, gracias por escucharme, apoyarme y alentarme a ser mejor. Yo se que al igual que yo he logrado mis metas, tu también lo harás, no te dejes vencer, porque ya sabemos lo difícil de la vida, pero vivirla tiene sus recompensas. Te amo.

A **Jazmín y Nelly** amigas queridas, aunque las circunstancias nos han alejado, siempre están en mi corazón, las admiró por ver lo que han logrado. Con ustedes pase días muy felices en la facultad, jugando conqúan, boliche, teniendo confesiones, risas, llantos, y por todo eso las quiero mucho gracias por su amistad. Como dice Nelly no hubiera sido lo mismo si no hubiéramos estado juntas.

A mis amigüis **Cuca, Carla, Biquí, Elo y Tere** ustedes son unas amigas de excelencia en mi vida han sido importantes , me han hecho conocer mis defectos, me hacen ver mis errores, aprendí a trabajar en equipo, a saber que la amistad es un don que se entrega con el corazón y que aunqe nuestros caminos se separen siempre seremos seis amigas inseparables. Las quiero mucho

A **Luis, Rada, Adris, Paulo, Gina, Cata** pasamos tiempos inolvidables en la Facultad y fuera de ella, les agradezco su amistad todos tienen un cachito de mi corazón, son grandes amigos.

A las patitos **Hania, Tere, Marce y Jess** hicimos un buen equipo, les agradezco toda la ayuda brindada, el estudiar juntas, el siempre apoyarnos en lo difícil de la carrera, pero sobre todo que me abrieron su corazón y logramos una gran amistad. Las quiero

A **mis compañeros y amigos de GTR** Alma, Juan Pablo Ernesto, Toño Tinajero, Rosa, Gaby, Jess, Aurora, Ana Laura, Miguel, Tony, Caty, Juan Manuel, Norma, German, Ricardo, Mauricio, Ivan, Ma. Esther, Toño González, por todo el apoyo brindado durante la realización de este trabajo, por las amistades que se iniciaron y por siempre tener la disposición de ayudarnos a Vane y a mí.

A **todos mis maestros** que han participado en mi formación, gracias por haberme transmitido la semilla del conocimiento, con ella he logrado este primer paso en mi vida profesional y me comprometo a transmitir siempre mis conocimientos a quien lo necesite. Gracias por todos los que creyeron en mis capacidades.

A la **Universidad Nacional Autónoma de México** por haberme abierto sus puertas y haber formado un profesionista. Y darme la oportunidad de formar parte de la comunidad universitaria donde conocí a mucha gente valiosa.

Por ultimo y por eso no menos importante a **Vanessa Silva Castro**, amiga, hermana y compañera, juntas logramos esta meta, fue un camino largo y difícil, aprendimos a comunicarnos y a ser flexibles y a ponernos de acuerdo en las diferencias de ideas, me gusto mucho esta etapa de mi vida aprendí muchas cosas de ti y contigo, espero y sigamos compartiendo experiencias de vida. Te quiero mucho y sea cual sea el camino que tomes siempre podrás contar conmigo. También le agradezco a **Fernanán Silva Castro**, por el esfuerzo que realizó acompañándonos a Tepejí, eres parte del equipo.

	<b>Página</b>
<b>RESUMEN</b>	<b>1</b>
<b>1. INTRODUCCIÓN</b>	<b>3</b>
<b>2. ANTECEDENTES</b>	<b>5</b>
2.1 El agua en México	5
2.2 La contaminación del agua en México	6
2.3 Reutilización del agua residual	7
2.3.1 Reutilización de aguas residuales en México	11
2.4 Riego Agrícola	12
2.4.1 Reglamentación en materia de riego agrícola con agua residual en México	15
2.5 El uso de las aguas residuales del área metropolitana de la Ciudad de México en el riego agrícola del Valle del Mezquital	16
2.6 Problemas de salud asociadas al riego agrícola con agua residual en México	18
2.7 Tratamientos para la depuración del agua residual	22
2.7.1 Composición el agua residual	22
2.7.2 Tamaño de Partícula	22
2.7.3 Proceso de tratamiento	23
2.7.4 Proceso fisicoquímico	24
2.7.4.1 Tratamiento y disposición de lodos fisicoquímicos	27
<b>3. FUNDAMENTOS TEÓRICOS</b>	<b>29</b>
3.1 Proceso fisicoquímico	29
3.1.1 La coagulación y la floculación	29
3.2 Coagulantes	30
3.2.1 Sulfato de aluminio	30
3.2.2 Polímeros de aluminio	31
3.2.3 Cloruro férrico	32
3.2.4 Experiencias del TPA	33
3.3 Evaluación de la calidad fisicoquímica del agua	37
3.3.1 Temperatura	38
3.3.2 pH	39
3.3.3 Turbiedad	40
3.3.4 Sólidos Suspendidos Totales	41
3.3.5 Materia Orgánica	41
3.3.5.1 Demanda Química de Oxígeno	42
3.3.5.2 <b>Demanda Bioquímica de Oxígeno</b>	<b>42</b>
3.3.6 Nutrientes	43
3.3.6.1 Nitrógeno	43
3.3.6.2 Fósforo	46
3.3.7 Tamaño de partícula	47
3.3.7.1 Tamaño de los contaminantes y microorganismos en el agua residual	48
3.3.7.2 Efecto del tamaño de partícula en el tratamiento del agua residual	50
3.3.7.3 Importancia de la medición del tamaño de partícula	52
3.3.7.4 Métodos y técnicas de medición	52
3.4 Evaluación de la calidad microbiológica del agua	53
3.4.1 Organismos patógenos	53

	<b>Página</b>	
3.4.2	Coliformes fecales y <i>Streptococos</i> fecales	55
3.4.3	<i>Salmonella spp</i>	57
3.4.4	<i>Gardia lamblia</i>	58
3.4.5	<i>Entamoeba histolytica</i>	61
3.4.6	Helmintos	64
<b>4</b>	<b>OBJETIVOS</b>	<b>67</b>
4.1	Objetivo general	67
4.2	Objetivos específicos	67
<b>5</b>	<b>METODOLOGÍA</b>	<b>68</b>
5.1	Planeación de la metodología experimental	68
5.2	Etapas experimentales	69
5.2.1	Primera etapa: Estudio de la remoción de partículas menores a 30 µm y su relación con los microorganismos en base al tipo de coagulante aplicado al sistema de TPA	69
5.2.2	Segunda etapa: Estudio de la remoción de partículas menores a 30 µm y su relación con los microorganismos de acuerdo a la dosis de coagulante aplicada	70
5.2.3	Tercera etapa: Estudio de la remoción de partículas menores a 30 µm y su relación con los microorganismos de acuerdo al tiempo de sedimentación	70
5.3	Sitio de muestreo del agua residual	71
5.4	Muestreo	72
5.5	Simulación del proceso TPA	73
5.6	Observaciones de campo	75
5.7	Toma y conservación de muestras para la evaluación de parámetros fisicoquímicos	76
5.8	Toma de muestra para análisis microbiológicos	77
5.9	Métodos y técnicas de análisis	77
5.9.1	Determinación de la distribución del tamaño de partícula	78
<b>6</b>	<b>RESULTADOS Y ANÁLISIS</b>	<b>80</b>
6.1	Caracterización del agua residual	80
6.1.1	Caracterización fisicoquímica del agua residual del Emisor Central	80
6.1.2	Caracterización microbiológica y tamaño de partícula del agua residual del Emisor Central	81
6.2	Caracterización del agua tratada generada con diferentes coagulantes	83
6.2.1	Remoción de microorganismos con diferentes coagulantes	83
6.2.2	Remoción de parámetros fisicoquímicos con diferentes coagulantes	85
6.2.3	Remoción de nutrientes con diferentes coagulantes	86
6.2.4	Efecto de la remoción de partículas menores a 30 µm de acuerdo al tipo de coagulante aplicado	87
6.2.4.1	Remoción de microorganismos asociados a partículas menores a 30 µm con diferentes coagulantes	87
6.2.5	Remoción de turbiedad, sólidos suspendidos totales y DQO, asociados a partículas menores a 30 µm con diferentes coagulantes	92
6.2.6	Remoción de nutrientes menores a 30 µm con diferentes coagulantes	94
6.3	Caracterización del agua tratada generada con PAX XL 60 y diferentes dosis de coagulante	97

		<b>Página</b>
6.3.1	Remoción de microorganismos con diferentes dosis de PAX XL 60	98
6.3.2	Remoción de parámetros fisicoquímicos con diferentes dosis de PAX XL 60	99
6.3.3	Remoción de nutrientes con diferentes dosis de PAX XL 60	100
6.3.4	Efecto de la remoción de partículas menores a 30 µm de acuerdo al a la dosis aplicada de PAX XL 60	101
6.3.4.1	Remoción de microorganismos asociados a partículas menores a 30 µm con diferentes dosis de PAX XL 60	101
6.3.5	Remoción de turbiedad, sólidos suspendidos totales y DQO <sub>t</sub> asociados a partículas menores a 30 µm con diferentes dosis de PAX XL 60	106
6.3.6	Remoción de nutrientes menores a 30 µm diferentes dosis de PAX XL 60	107
6.4	Caracterización del agua tratada generada con 200 µmol Al/L de PAX XL 60 y diferentes tiempos de sedimentación	108
6.4.1	Remoción de microorganismos con diferentes tiempos de sedimentación	108
6.4.2	Remoción de parámetros fisicoquímicos con diferentes tiempos de sedimentación	110
6.4.3	Remoción de nutrientes con diferentes tiempos de sedimentación	112
6.4.4	Efecto de la remoción de partículas menores a 30 µm después de aplicar 200 µmol Al/L de PAX XL 60 y diferentes tiempos de sedimentación	113
6.4.4.1	Remoción de microorganismos asociados a partículas menores a 30 µm con diferentes tiempos de sedimentación	113
6.4.5	Remoción de turbiedad, sólidos suspendidos totales y DQO <sub>t</sub> asociados a partículas menores a 30 µm con diferentes tiempos de sedimentación	117
6.4.6	Remoción de nutrientes menores a 30 µm diferentes tiempos de sedimentación	119
7	<b>CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES</b>	<b>121</b>
8	<b>BIBLIOGRAFÍA</b>	<b>125</b>
	<b>ANEXO I</b>	<b>130</b>
	<b>ANEXO II</b>	<b>135</b>
	<b>ANEXO III</b>	<b>140</b>

<b>LISTA DE TABLAS</b>		<b>Página</b>
Tabla 2.1	Tratamientos para obtener agua potable	10
Tabla 2.2	Distritos de Riego en México que utilizan agua residual	14
Tabla 2.3	Rendimiento de la producción de cultivos con aguas residuales en el Valle del Mezquital	14
Tabla 2.4	Límites permisibles para otros contaminantes	16
Tabla 2.5	Riesgos para la salud que presenta la utilización de aguas residuales no tratadas en la agricultura y acuicultura	19
Tabla 2.6	Dosis infectiva de diversos microorganismos	20
Tabla 2.7	Prevalencia de enfermedades diarreicas, según la exposición y edad	21
Tabla 2.8	Prevalencia de parasitosis intestinales según la exposición y la edad	21
Tabla 2.9	Frecuencia de helmintiasis en México	21
Tabla 2.10	Tamaño de partícula de la materia orgánica en el agua residual	23
Tabla 2.11	Eficiencias de remoción de HH alcanzada por algunos sistemas de tratamiento	26
Tabla 3.1	Características físicas y químicas de algunos coagulantes	33
Tabla 3.2	Clasificación de las partículas con base en su tamaño	48
Tabla 3.3	Métodos de análisis de tamaño de partícula en la solución	53
Tabla 3.4	Agentes infecciosos potencialmente presentes en el agua residual doméstica sin tratamiento	54
Tabla 3.5	Sobrevivencia de <i>Salmonella spp</i>	58
Tabla 3.6	Cantidad de HH presentes en aguas residuales en diferentes ciudades de México	66
Tabla 5.1	Organización experimental de la primera etapa	69
Tabla 5.2	Organización experimental de la segunda etapa	70
Tabla 5.3	Organización experimental de la tercera etapa	71
Tabla 5.4	Gradientes y tiempos empleados en las pruebas de jarras	75
Tabla 5.5	Coagulantes y dosis aplicadas en las pruebas de jarras	75
Tabla 5.6	Métodos y técnicas para la determinación de parámetros de evaluación	78
Tabla 6.1	Caracterización del agua residual en el Emisor Central	80
Tabla 6.2	Caracterización de agua tratada generada con diferentes coagulantes con dosis de 100 $\mu\text{mol Al /L}$	84
Tabla 6.3	Porcentaje remanente de partículas menores a 30 $\mu\text{m}$ en el agua tratada generada con diversos coagulantes	92
Tabla 6.4	Caracterización del agua tratada generada con PAX XL 60 y diferentes dosis	97
Tabla 6.5	Porcentaje de partículas en el agua tratada con diferentes dosis de PAX XL 60	103
Tabla 6.6	Caracterización de agua tratada generada con diferentes tiempos de sedimentación	109
Tabla 6.7	Porcentaje remanente de partículas menores a 30 $\mu\text{m}$ en el agua tratada generada con diferentes tiempos de sedimentación	117

<b>LISTA DE FIGURAS</b>		<b>Página</b>
Figura 2.1	Integración de los niveles de tratamiento y reúso en el Distrito Federal	12
Figura 2.2	Configuraciones básicas del tratamiento fisicoquímico	25
Figura 3.1	Tamaño de partícula de contaminantes y microorganismos de interés	49
Figura 3.2	Relación entre partículas y conteo de microorganismos	50
Figura 3.3	Trofozoitos de <i>Gardia lamblia</i>	59
Figura 3.4	Quistes de <i>Gardia lamblia</i>	59
Figura 3.5	Ciclo de vida de <i>Gardia lamblia</i>	60
Figura 3.6	Trofozoitos de <i>Entamoeba histolytica</i>	62
Figura 3.7	Quistes de <i>Entamoeba histolytica</i> en proceso de maduración	62
Figura 3.8	Ciclo de vida de <i>Entamoeba histolytica</i>	64
Figura 3.9	<i>Ascaris lumbricoides</i>	65
Figura 5.1	Esquematización de la metodología experimental	68
Figura 5.2	Sitio de muestreo, Emisor Central (El Salto, Tepeji del Río, Hgo.)	71
Figura 5.3	Homogenización de la muestra	72
Figura 5.4	Simulación del tratamiento fisicoquímico	73
Figura 5.5	Curva de calibración de la velocidad del gradiente	74
Figura 5.6	Envases utilizados en el muestreo para determinación de los parámetros de distribución de tamaño de partícula, fisicoquímicos y microbiológicos	77
Figura 5.7	Contador de Partículas Coulter Multisizer III	79
Figura 6.1	Distribución del Tamaño de Partícula del agua residual con respecto a partículas menores a 30 µm	82
Figura 6.2	Remoción de Coliformes fecales asociados a partículas menores de 30 µm y tamaño de partícula con diferentes coagulantes	87
Figura 6.3	Remoción de microorganismos asociados a partículas menores a 30 µm con diferentes coagulantes	88
Figura 6.4	Remoción de Estreptococos fecales asociados a partículas menores a 30 µm y tamaño de partícula con diferentes coagulantes	89
Figura 6.5	Remoción de <i>Salmonella spp</i> asociada a partículas menores de 30 µm y tamaño de partícula con diferentes coagulantes	91
Figura 6.6	Remoción de contaminantes no específicos menores a 30 µm con diferentes coagulantes	93
Figura 6.7	Remoción de nutrientes menores a 30 µm con diferentes coagulantes	95
Figura 6.8	Remoción de microorganismos asociados a partículas menores a 30 µm con PAX XL 60 y diferentes dosis	102
Figura 6.9	Remoción de Coliformes fecales asociados a partículas menores a 30 µm y partículas de 0.7 a 1.5 µm	104
Figura 6.10	Remoción de Estreptococos fecales asociados a partículas menores de 30 µm y partículas de 0.7 a 1.5 µm	105
Figura 6.11	Remoción de <i>Salmonella spp</i> asociada a partículas menores a 30 µm y partículas de 0.7 a 5 µm	105
Figura 6.12	Remoción de contaminantes no específicos con partículas menores a 30 µm con diferentes dosis de PAX XL 60	107
Figura 6.13	Remoción de nutrientes asociados a partículas menores de 30 µm con diferentes dosis de PAX XL 60	108
Figura 6.14	Remoción de microorganismos asociados a partículas menores a 30 µm con PAX XL 60 y diferentes tiempos de sedimentación	114

**LISTA DE FIGURAS**

		<b>Página</b>
Figura 6.15	Remoción de Coliformes fecales asociados a partículas menores a 30 $\mu\text{m}$ y partículas de 0.7 a 1.5 $\mu\text{m}$	115
Figura 6.16	Remoción de <i>Streptococos</i> fecales asociados a partículas menores de 30 $\mu\text{m}$ y partículas de 0.7 a 1.5 $\mu\text{m}$	115
Figura 6.17	Remoción de <i>Salmonella</i> spp asociada a partículas menores a 30 $\mu\text{m}$ y partículas de 0.7 a 5 $\mu\text{m}$	116
Figura 6.18	Remoción de parámetros no específicos menores de 30 $\mu\text{m}$ con diferentes tiempos de sedimentación	118
Figura 6.19	Remoción de nutrientes asociados a partículas menores a 30 $\mu\text{m}$ con diferentes tiempos de sedimentación	120

**RESUMEN**

El área metropolitana de la Ciudad de México descarga su agua residual en el Valle del Mezquital, la cual se utiliza para el riego de 90,000 ha. El agua residual no está sujeta a ningún tratamiento convencional pero si experimenta mejoría en su calidad microbiológica después de su conducción a través de canales, caídas de agua y presas donde se detiene y sedimenta por períodos diversos. Sin embargo, esta mejora en la calidad microbiológica no es suficiente para evitar las enfermedades gastrointestinales de los trabajadores que tienen contacto, la población que reside cerca de los campos agrícolas, así como el consumidor de estos cultivos. Estas enfermedades son causadas principalmente por organismos patógenos como huevos de helminto (HH), *Salmonella spp.*, *Escherichia coli*, *Entamoeba histolytica* y *Giardia lamblia*. Todos los estudios de tratamiento realizados hasta el momento en el área de estudio se enfocan a la remoción de los HH por su alta resistencia al medio y su baja dosis infectiva (1 HH/L), pero en la actualidad, es necesario considerar como un riesgo emergente a los protozoarios (*Giardia lamblia*, *Entamoeba histolytica*). Debido al tamaño que presentan las bacterias (0.7-5  $\mu\text{m}$ ) y protozoarios (7-25  $\mu\text{m}$ ) los procesos de tratamiento suelen ser complicados en la remoción de los microorganismos, aunado a que existe poca información sobre como funcionan estos en la remoción de partículas pequeñas (menores a 30  $\mu\text{m}$ ), en cuyo caso se encuentran asociados estos microorganismos, ante este problema, cualquier tratamiento que se utilice para tratar el agua residual cuya finalidad sea el reúso agrícola deberá enfocarse a la remoción de microorganismos y partículas que incluyan dichos tamaños. Por tal motivo, este estudio tuvo por objeto evaluar el efecto del tipo de coagulante,  $(\text{Al}_2\text{SO}_4)_3$ , PAX XL-13, PAX XL-19 Y PAX XL-60, la dosis y el tiempo de sedimentación cuando el agua residual fue tratada con un proceso fisicoquímico (Tratamiento Primario Avanzado, TPA), con la finalidad de determinar la eficiencia de remoción de las partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  y su interacción con los coliformes fecales (CF) Estreptococos fecales (EF) *Salmonella spp.* El agua residual estudiada provino del Emisor Central (ubicado en El Salto, Tepeji del Río, Hidalgo) la cual se caracterizo por un alto contenido de contaminantes, en promedio presentó una concentración promedio de 194 UNT de turbiedad y 226 mg/L de SST; donde más del 50% de estas concentraciones se deben a la presencia de partículas mayores a 30  $\mu\text{m}$  en el agua residual, contrario a la DQO<sub>t</sub> (605 mg/L) y nutrientes (34 mg/L de nitrógeno amoniacal y 11 mg/L de ortofosfato) donde más del 70% de su constitución correspondió a partículas menores a 30  $\mu\text{m}$ . Los CF ( $3.63 \times 10^7$

UFC/100 mL) y los EF ( $1.2 \times 10^5$  UFC/100 mL) se asociaron desde un 93% hasta un 96% con partículas menores a  $30 \mu\text{m}$ , mientras que el 86% de la *Salmonella spp* ( $1.53 \times 10^7$  UFC/100 mL), se asoció con partículas mayores a  $30 \mu\text{m}$ . Con base en la determinación del tamaño de partícula (DTP) para partículas menores a  $30 \mu\text{m}$  corresponden a partículas menores a  $5 \mu\text{m}$ . Para una mejor evaluación el estudio se dividió en dos etapas y el sistema de tratamiento tipo TPA fue emulado en una prueba de jarras. En la primera etapa se probaron cuatro coagulantes los cuales fueron:  $(\text{Al}_2\text{SO}_4)_3$ , PAX XL-13, PAX XL-19 Y PAX XL-60, con una dosis de  $100 \mu\text{mol Al/L}$  y se aplicó  $1 \text{ mg/L}$  de polímero aniónico como floculante en la mezcla lenta. Los resultados más sobresalientes mostraron que el coagulante de mediana basicidad (PAX XL 60) removió en mayor proporción la *Salmonella spp*, los SST y la turbiedad alcanzando remociones de 1.4 unidades logarítmicas, 83 y 90.5% respectivamente. Los CF asociados a partículas menores a  $30 \mu\text{m}$  y partículas entre  $0.7$  y  $1.5 \mu\text{m}$  de tamaño, presentaron la más alta remoción (0.2 unidades logarítmicas) para ambos parámetros. Con ninguno de los coagulantes estudiados durante el tratamiento de este tipo de agua se cumplió con los límites permisibles establecidos en la NOM-001-ECOL-1996 para CF, pero sí permitió producir un efluente que pueda desinfectarse con un sistema UV o cloro sin afectar su desempeño dado a que se disminuye considerablemente la cantidad de SST y turbiedad. En la segunda etapa se evaluaron dosis de 50, 100 y 200  $\mu\text{mol Al/L}$  de PAX XL 60. Con 200  $\mu\text{mol Al/L}$  se obtuvieron las más altas remociones, siendo de 1.4 unidades logarítmicas para *Salmonella spp*, 86% de turbiedad y 92% de SST, respecto a los EF y *Salmonella spp* asociados a partículas menores a  $30 \mu\text{m}$  se removieron 0.26 y 0.7 unidades logarítmicas respectivamente. Para los CF las dosis evaluadas no tuvieron efecto en su remoción, así como la remoción de partículas con un tamaño entre  $0.7$  a  $1.5 \mu\text{m}$ . Finalmente en la tercera etapa se estudió el tiempo de sedimentación, utilizando 5, 10 y 20 min. Un tiempo de 5 min permitió remover el 87.7% de turbiedad, 90.6% de SST, 0.8 unidades logarítmicas de EF y 1.7 unidades logarítmicas de *Salmonella spp*, no obstante, este tiempo no fue suficiente para sedimentar a los CF. Aumentar el tiempo hasta 20 min provocó resuspensión de partículas ya sedimentadas (mayores y menores a  $30 \mu\text{m}$ ). En general el tiempo de sedimentación no afectó la remoción de ningún parámetro evaluado incluyendo a partículas mayores y menores a  $30 \mu\text{m}$ , por lo que el tiempo de 5 min fue suficiente.

## 1 INTRODUCCIÓN

El reúso de agua residual en agricultura constituye una de las herramientas más valiosas que tiene los países en vías de desarrollo para controlar la contaminación y hacer frente al reto que constituye incrementar la producción agrícola con un recurso hídrico escaso.

El área metropolitana de la Ciudad de México descarga sus aguas residuales en el Valle del Mezquital, la cual se utiliza para el riego de 90,000 ha. El agua residual no está sujeta a ningún tratamiento convencional pero si experimenta mejoría en su calidad microbiológica después de su conducción a través de canales y presas donde se detiene y sedimenta por períodos diversos. Sin embargo, esta mejora en la calidad microbiológica no es suficiente para evitar las enfermedades gastrointestinales de los trabajadores que tienen contacto, la población que reside cerca de los campos agrícolas, así como el consumidor de estos cultivos. Estas enfermedades son causadas principalmente por organismos patógenos como Huevos de Helmintos (HH), *Salmonella* spp., *Escherichia coli*, *Entamoeba histolytica* y *Giardia lamblia*. Todos los estudios de tratamiento realizados hasta el momento se enfocan en la remoción de los HH por su alta resistencia al medio y su baja dosis infectiva (1 HH/L), pero en la actualidad se consideran como un riesgo emergente la *Giardia lamblia* y la *Entamoeba histolytica*. Debido al tamaño que presentan las bacterias (0.7-5 µm) y protozoarios (7-25 µm) los procesos de tratamiento suelen ser complicados en la remoción de estos microorganismos. Ante este problema, cualquier tratamiento que se utilice para tratar el agua residual cuya finalidad sea el reúso agrícola deberá enfocarse a la remoción de estos microorganismos y a las partículas que incluyan dichos tamaños.

En México, para tratar las aguas residuales domésticas recolectadas en el alcantarillado existen 1,018 plantas de tratamiento que de acuerdo al tipo de proceso el 49.6% lo constituyen las lagunas de estabilización, 21.4% son lodos activados, 5.9% tanques imhoff, 4.2% reactores anaerobios, 3.3% filtros biológicos, 2.7% zanjas de oxidación y por último 12.9% otros, donde están incluidos los procesos fisicoquímicos.

El desempeño de los procesos de tratamiento de aguas residuales antes mencionados, se definen en términos de **parámetros no específicos** como la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) , Demanda Química de Oxígeno (DQO), turbiedad y los Sólidos Suspendedos Totales (SST), estos parámetros sólo proporcionan información cuantitativa acerca del material orgánico presente sin importar el tamaño y su naturaleza. Sin embargo, los contaminantes presentes en las aguas residuales y las aguas tratadas son mezclas heterogéneas de materiales en un amplio intervalo de tamaños y pesos moleculares específicos, aunado a la presencia de diversas propiedades que influyen en su comportamiento y repercuten directamente sobre la eficiencia de remoción de cualquier proceso de tratamiento.

Uno de los tratamientos que más se ha estudiado para depurar el agua residual con fines de reúso agrícola, es el Tratamiento Primario Avanzado (TPA). La base fundamental de este tratamiento es la coagulación y floculación de la materia orgánica presente en el agua residual mediante el uso de agentes químicos, denominados coagulantes [ $Al_2(SO_4)_3$ ,  $FeCl_3$ ,  $CaOH$  y PAC's]. Siendo un proceso que mejora de manera significativa la calidad fisicoquímica y microbiológica del agua residual tratada.

A pesar de estos estudios existe poca información sobre la eficiencia que presenta el proceso en la remoción de partículas coloidales y supracoloidales, ante ello, este estudio tuvo por objeto evaluar el efecto del tipo de coagulante ( $Al_2SO_4)_3$ , PAX XL-13, PAX XL-19 Y PAX XL-60, la dosis (100, 200, 300  $\mu mol Al/L$ ) y el tiempo de sedimentación sobre la remoción de partículas menores a 30  $\mu m$ , donde se incluyen los Coliformes fecales (CF), *Streptococos fecales* (EF), *Salmonella spp.*

---

## **2 ANTECEDENTES**

### **2.1 EL AGUA EN MÉXICO**

Se calcula que en la Tierra existen aproximadamente 1,385,000,000 Km<sup>3</sup> de agua de los cuales el 97.3 % es salada el 2.08% se encuentra congelada en los polos y sólo el 0.62% esta efectivamente disponible para nuestras necesidades. La renovación natural del recurso se realiza a través del ciclo hidrológico. Por precipitación cae el 28% del agua en la tierra y el 72% en el mar. Del agua que cae en la Tierra: a) 7% se percola en los acuíferos, b) 8% va al mar por escurrimientos y c) el 13% restante, regresa a la atmósfera por evaporación (de los cuerpos de agua superficiales) y evapotranspiración (de la cubierta vegetal). De tal manera que sólo el 7% del agua de lluvia se recupera en los diversos cuerpos de agua para su posible empleo como agua dulce, mientras que el 93% se pierde por medios físicos o biológicos (Jiménez, 2001)

La disponibilidad del agua depende no sólo de la cantidad sino también de su calidad. Aunque haya agua, si está contaminada ya se encuentra en una condición tal que sea no acorde con el uso que se le quiere dar, su empleo se limita.

El 67% del territorio mexicano es árido o semiárido y solamente el 33% es húmedo o subhúmedo. La distribución del recurso hídrico es muy irregular concentrándose principalmente en el sur del país, siendo de forma contraria en el norte donde sólo se registra el 20% de escurrimiento medio anual, en esta región es donde se encuentra el 76% de la población, 70% de la industria y el 90% de las zonas agrícolas (Jiménez, 2001).

La extracción del agua en México alcanza cerca de 186 Km<sup>3</sup> por año (6000 m<sup>3</sup>/s), esto es el 45% de la precipitación del país. La generación hidroeléctrica demanda el mayor volumen de extracción (60%), mientras que la irrigación es el 80% del consumo. El empleo de acuíferos representa el 27% de la extracción total y el sector que más la emplea es el riego (76% del total). El agua de los acuíferos es considerada de muy alta calidad y se prefiere preservar para el consumo humano, principalmente porque el uso de esta agua para riego tiene eficiencias muy bajas, del orden del 50% (Jiménez, 2001).

## 2.2 LA CONTAMINACIÓN DEL AGUA EN MÉXICO

Prácticamente todos los cuerpos de agua importantes enfrentan grandes problemas de contaminación (CNA, 1996), en las cuencas de los ríos Pánuco, Lerma, San Juan y Balsas se recibe el 50 % de las descargas de agua residual. Los acuíferos más contaminados se localizan en la Comarca Lagunera, el Valle de México, la región del Bajío y el Valle del Mezquital así como los que subyacen en la zonas agrícolas debido a los lixiviados de los agroquímicos (Arreguín F, 1997).

En el país se generan 2315 m<sup>3</sup>/s (7.3 km<sup>3</sup>/año) de aguas residuales y se recolectan en el sistema de alcantarillado 1744 m<sup>3</sup>/s (5.5 km<sup>3</sup>/año) de los cuales se tratan adecuadamente 168 m<sup>3</sup>/s (0.53 km<sup>3</sup>/ año) por lo que se descarga al medio ambiente 2156 m<sup>3</sup>/s (6.8 km<sup>3</sup>/ año) sin tratar (CNA, 1996).

Estudios realizados por la Comisión Nacional del Agua en 228 cuencas que cubren el 80% del territorio donde se asienta el 95% de la población y se ubica el 75% de la producción industrial así como el 98% de la superficie bajo riego, permiten establecer una primera clasificación de las cuencas del país, en función del grado de alteración de su calidad natural (CNA 1993), determinando que 15 cuencas son las responsables de generar el 61% de la carga orgánica total medida en términos de la DBO, en las cuales se encuentran las cuencas de Moctezuma (14.8%), Papaloapan (12.3%), Jamapa (5.4%), Bravo - San Juan (4.3%), Soto La Marina (3.9%), Atoyac (3.0%), Lerma-Salamanca (2.7%), Santiago-Guadalajara (2.7%), Grande Amacuzac (2.0%), Tamuín (2.0%), Pánuco (1.9%), Lerma-Toluca (1.9%), Yaqui (1.8%), Santiago-Aguamilpa (1.6%) y la Laja (1.6%).

Pueden agregarse las cuencas de los ríos Blanco, Culiacán y Coatzacoalcos, por la magnitud y características de la contaminación ambiental, así como las cuencas de los ríos que descargan en el Mar de Cortés por agroquímicos que reciben de retornos agrícolas.

Los procesos de deforestación, las prácticas agrícolas inadecuadas y los procesos de urbanización contribuyen a la degradación y deterioro de los suelos, que a su vez impactan en la calidad del agua.

Un indicador que refleja la alteración de la calidad del agua es la infestación de los cuerpos de agua con malezas acuáticas, existen cerca de 46 mil hectáreas infectadas en 114 presas y lagos del país, 12 mil kilómetros de canales y 19 mil de drenes de los distritos de riego. El sector agrícola genera 43 % de las aguas residuales que regresan a los ríos y acuíferos subterráneos con residuos agroquímicos como plaguicidas, pesticidas y fertilizantes, la industria genera 31 % con contenidos de metales pesados, ácidos, grasas y aceites. En este caso de acuerdo con la SEMARNAP el 65% lo generan menos de 200 grandes empresas, 20% 7 mil 200 empresas de tamaño mediano y pequeño y 15% 192 mil 600 microempresas. Las descargas municipales de agua residual constituyen 12% del volumen total de agua contaminada que regresa a ríos y acuíferos siendo las que más aportan las zonas metropolitanas de la Ciudad México, Monterrey, Guadalajara, Puebla, León, Ciudad Juárez y la Región Lagunera (Rodríguez, 2000)

### **2.3 REUTILIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL**

La reutilización de aguas residuales se refiere normalmente a las de procedencia urbana, que permiten una colección, regeneración y distribución a nuevos usos de manera más factible que las de procedencia agrícola. En el caso de las aguas residuales industriales el reciclaje o la reutilización suele hacerse en la propia industria, por lo que se han realizado estudios para mejorar su tratamiento y darle más usos como son: reutilización en agricultura, con fines municipales y recreativos, para transporte y lavado, para refrigeración industrial, para el calentamiento de sistemas, para producción de biomasa y potabilización del agua residual

#### **a) Reutilización en la agricultura**

El uso de aguas residuales en agricultura constituye una de las herramientas más valiosas que tienen los países en vías de desarrollo para controlar la contaminación y hacer frente al reto que constituye incrementar la producción agrícola con un recurso

hídrico escaso (Sáenz, 2001). Existen diversos factores que permiten el incremento del reúso en riego agrícola y entre los que destacan la posibilidad de aumentar áreas de producción en un país, el aprovechamiento de los nutrientes contenidos en ella, los altos costos de plantas de tratamiento secundario o avanzado, la aceptación sociocultural para este tipo de prácticas (Blumenthal *et al.*, 1996, Cooper, 1991, Fattal, 1983), sin embargo, existen efectos adversos en la salud de los productores expuestos al agua residual, los consumidores de cultivos contaminados debido a las prácticas de riego incontrolable y animales expuestos a los cultivos.

Los efluentes utilizados para riego proceden de colectividades urbanas con mezcla de aguas domésticas y aguas depuradas procedentes de industrias. Las aguas residuales suelen utilizarse para riego de especies de consumo y riego de especies arbóreas con finalidad de producción forestal

Las aguas residuales presentan ventajas y desventajas en su uso agrario frente a un agua no contaminada:

- Agua residual: aporta abundantes elementos nutritivos (es un agua fertilizada) y materia orgánica, pero conlleva riesgos sanitarios, como enfermedades gastrointestinales, con posible contaminación de los acuíferos.
- Agua tratada: no presenta problemas sanitarios, el riesgo de contaminación es mínimo y su poder fertilizante dependerá del tipo de tratamiento con la que fue tratada.

### **b) Reutilización con fines municipales y recreativos**

Este tipo de reutilización va dirigida principalmente a los siguientes usos:

- Riego de masas forestales de propiedad pública.
- Riego de parques y jardines públicos.
- Riego de calles.
- Embalsamiento para prevención de incendios municipales y forestales.
- Creación de lagos artificiales.

Esta reutilización conlleva una infraestructura consistente en una red de distribución doble, una para el agua potable y otra para el agua que va a ser reutilizada. Esta doble red presenta el problema de poder contaminar el agua potable, por lo cual se deben tener en cuenta criterios técnicos y sanitarios. El consumo de agua residual para estos fines puede equilibrar la producción siendo nulo el exceso de agua residual depurada y evitando problemas derivados del impacto medioambiental. A su vez, en determinadas épocas del año en que la producción de agua residual es mayor, el exceso generado puede ser acumulado en lagos o embalses reguladores para su uso en la extinción de incendios forestales (Cyberambiente, 2000).

### **c) Reutilización para transporte y lavado**

Entre los usos que se puede dar al agua residual en este tipo de actividades, tenemos:

- Lavado de materias primas (carbón, azucareras, etc.) y su transporte.
- Lavado de productos acabados o semiacabados (pastas en papeleras, productos de laminado, pieles en curtidurías, tejidos en tintorería, etc.)
- Lavados de mantenimiento (vagones, suelos, calles de polígonos industriales, fachadas, etc.).
- Lavado del gas antes de su vertido en la atmósfera.

Para este tipo de actividades, el agua residual procede del agua residual municipal de tipo doméstico y puede ser mezclada con aguas industriales. No es necesaria una calidad muy apreciable para estos fines, no obstante, el agua municipal debe ser previamente depurada con un tratamiento secundario (Geoscopio, 2001).

### **d) Potabilización del agua residual**

La potabilización de las aguas residuales urbanas es la utilización más costosa que se puede llevar a cabo, ya que se exigen unos rigurosos criterios de calidad. La Organización Mundial de la Salud (OMS) recomienda las siguientes indicaciones sanitarias:

- Ningún coliformes fecal en 100 ml.
- Ninguna partícula vírica en 100 ml.

- Ningún efecto tóxico en el hombre.
- Observación de los demás criterios aplicables al agua potable.

Para obtener estos criterios de calidad, la OMS en 1995 propuso los tratamientos contenidos en la Tabla 2.1

**Tabla 2.1 Tratamientos para obtener agua potable**

	<b>Tratamientos exigidos</b>	<b>Tratamientos deseables</b>
<b>OMS, 1995</b>	Tratamiento primario	Desnitrificación
	Tratamiento secundario	Clarificación química
	Filtración por arena	Absorción con carbón activado
	Nitrificación	
	Desinfección	Intercambio iónico
<b>Normatividad mexicana NOM-127-SSA 1-1994</b>	Tratamiento primario	no especificados
	Tratamiento secundario	
	Tratamiento terciario	
	Neutralización	
	Desinfección	

**e) Reutilización para refrigeración industrial**

La reutilización del agua para refrigeración viene marcada por dos factores muy concretos:

- Existencia de una carencia que obliga a una reutilización indispensable por la falta de recursos hídricos.
- Zonas fuertemente industrializadas donde elevados volúmenes de agua obligan a sustraer recursos para el suministro doméstico.

De acuerdo con Geoscopio (2001) la refrigeración por agua, se utiliza en numerosas industrias y procesos: producción de electricidad, siderurgia, petroquímica, química, industria automovilística, cementeras, incineración de residuos, etc.

**f) Reutilización para el calentamiento de sistemas**

El agua residual urbana en épocas frías, tiene una temperatura media de 15°C, superior, por tanto, a las aguas continentales o marítimas. Este ligero incremento térmico puede

aprovecharse mediante el empleo de bombas de calor cuyo funcionamiento está basado en el cambio de estado de un gas.

En el paso de estado de gas a líquido se cede al entorno una cierta cantidad de calor y luego este líquido al evaporarse, absorbe calor del exterior, completándose así el ciclo. Realmente utilizar el agua residual depurada para el calentamiento de edificios o calles exige tener en cuenta condiciones climáticas extremas con inviernos largos y rigurosos y que aconsejen los costos de una infraestructura para esta reutilización. La recuperación de calor es más típica de establecimientos industriales que en edificios (Geoscopio, 2001).

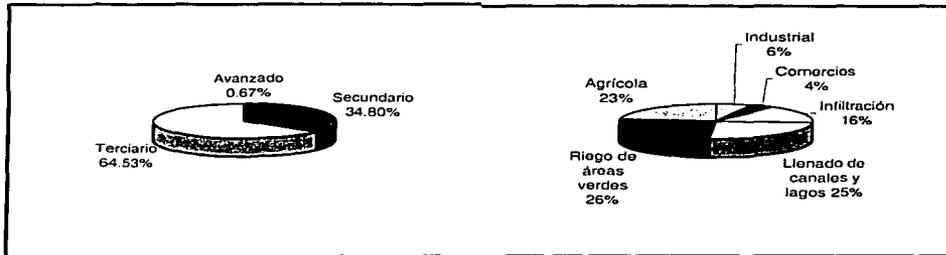
### **g) Reutilización para producción de biomasa**

El agua residual urbana puede ser empleada como fuente de nutrientes para el desarrollo y crecimiento de plantas y microorganismos. El caso más frecuente es el riego de especies agrícolas o forestales; sin embargo, y dentro del reino vegetal, existen otras vías de aplicación que se encuentran en fase de investigación y desarrollo (tales como la producción de microalgas como aprovechamiento conjunto de la energía solar y la energía potencial del agua residual). La producción de biomasa animal tiene hoy en día una aplicación más directa desde el punto de vista comercial, aunque su aplicación es aún muy escasa, siendo la piscicultura la técnica más empleada (Cyberambiente, 2000).

### **2.3.1 Reutilización de aguas residuales en México**

El abastecimiento del agua a la zona metropolitana requiere de soluciones cada vez más complejas y costosas, que hacen urgente intensificar las prácticas de reúso y el aprovechamiento integral del agua, en aplicaciones que no ameritan el grado de potabilidad como son: riego de áreas verdes, reposición de niveles de lagos recreativos, canales y enfriamiento industrial; además de consolidar otras alternativas que requieren agua de calidad superior, como es el caso de la recarga de los acuíferos para frenar el asentamiento del suelo o la alimentación a redes de abastecimiento de agua potable (DGCOH, 1997).

La infraestructura para el tratamiento de aguas residuales, asentada en el Distrito Federal cuenta con 18 plantas operadas por la DGCOH, cuatro concesionadas, una operada por la UNAM, dos operadas por la SEDENA y 44 más manejas por los mismos usuarios. Adicionalmente, la DGCOH, esta construyendo una en la zona poniente y otra al oriente del Distrito Federal, con la que se tiene un total de 71 plantas registradas en las cuales se procesa el 97% del caudal total que se trata. El agua residual tratada producida en estas plantas se emplea principalmente en el riego de áreas verdes (0.95 m<sup>3</sup>/s), el llenado de lagos recreativos y canales (0.92 m<sup>3</sup>/s), en la industria (0.24 m<sup>3</sup>/s), el riego agrícola (0.89 m<sup>3</sup>/s), el sector comercial (0.17 m<sup>3</sup>/s) e infiltración (0.60 m<sup>3</sup>/s) generando un total de 3.7 m<sup>3</sup>/s de agua residual tratada reutilizada. La distribución porcentual del agua, sus niveles de tratamiento y el reúso, se presentan en la Figura 2.1, (DGCOH, 1997).



**Figura 2.1 Integración de los niveles de tratamiento y reúso en el Distrito Federal, DGCOH 1997.**

## 2.4 RIEGO AGRÍCOLA

En México, a causa de la escasez de agua y del alto contenido de materia orgánica y fertilizantes naturales presentes en las aguas residuales domésticas, el reúso en riego agrícola es una práctica generalizada, iniciada en 1896, empero, no fue sino hasta 1920 cuando se empezó a visualizar la importancia económica de aprovecharla para fines agrícolas (BGS, 1998; Blumenthal *et al.*, 1996; Cifuentes *et al.*, 1999 y Jiménez *et al.*, 1997, 1998 y 1999).

En México, se destinan 1781 m<sup>3</sup>/s (56.2 Km<sup>3</sup>/año) para uso agrícola, de los cuales el 67.2% proviene de fuentes superficiales y el 32.8% de fuentes de abastecimiento de agua subterránea. La reutilización del agua en la agricultura constituye una alternativa de gran relevancia en los estados áridos y semiáridos del país ya que en la actualidad se descarga un total de 200 m<sup>3</sup>/s (6.3 Km<sup>3</sup>/año) de los cuales son aprovechados en riego agrícola un volumen total de 108 m<sup>3</sup>/s (3.4 km<sup>3</sup>/año), sin embargo, sólo el 8.2% tiene algún proceso de tratamiento, mientras que el 91.8% se aplica sin tratamiento alguno en 254,597 ha distribuidas en 26 Distritos de Riego (DR) (Tabla 2.2) (Jiménez 2002).

En la Tabla destaca el Valle del Mezquital ubicado en el estado de Hidalgo, la región representa el 43% del volumen y un 34% de área total nacional cultivada. El empleo de esta agua fue una consecuencia espontánea, no prevista, ni planificada de las obras de desagüe del Valle de México (Cifuentes E., 1999, Jiménez *et al.*, 1998). En la Tabla 2.3 se muestra el rendimiento en la producción de cultivos en el área del Valle del Mezquital (USEPA, 1992; BGS, 1998; Blumenthal *et al.*, 1996; Cifuentes *et al.*, 1999; Siebes y Cifuentes, 1993 y Jiménez *et al.*, 1997 y 1999).

Investigaciones realizadas por Sáenz, 2001, menciona que en países en vías de desarrollo las aguas residuales constituyen un problema sanitario, pero a su vez, un recurso muy apreciado para el riego y la piscicultura; de gran valor económico en áreas desérticas o con estiajes prolongados.

Las aguas residuales se han utilizado en cultivos los cuales podemos clasificar en dos formas basándonos en la forma de consumo humano:

- a) De consumo indirecto; forrajero (forrajes, hierbas, alfalfa, etc.), cereales (maíz, trigo cebada, etc.) y otros (caña de azúcar, remolacha, menta algodón, tabaco, etc.)
- b) De consumo directo; frutas y vegetales. En estos alimentos se utiliza agua residual con alto grado de tratamiento y se debe de tener un buen manejo en la forma de riego.

Realizando una comparación de cultivos en donde se han utilizado aguas negras y aguas blancas, se hace notable un aumento en el rendimiento de la cosecha, debido a la aportación de nutrientes contenidos en las aguas negras (nitrógeno, fósforo y potasio), los cuales actúan como fertilizantes (Tabla 2.3).

**Tabla 2.2. Distritos de Riego en México que utilizan agua residual**

Distrito de Riego			Volumen usado (m <sup>3</sup> x10 <sup>3</sup> )			Área ha
			Total	Tratada	No tratada	
Noreste	010	Cullacán, Sinaloa	4,144	0	4,144	800
	014	Río Colorado, Baja Calif.	340	0	340	69
	066	Sto. Domingo, Baja Calif. Sur	140	0	140	22
Norte-Centro	005	Delicias Chihuahua	695	0	695	589
	009	Cd. Juárez, Chihuahua	117,521	0	117,521	7,503
	017	R. Lago, Coahuila-Durango	5,600	0	5,600	1,600
Noreste-Central	029	Xicotencatl, Tampico	19,504	0	19,504	2,300
	035	La Antigua, Veracruz	12,300	0	12,300	1,000
	082	Río Blanco, Veracruz	296,790	2667	294,123	13,000
Valle de México	003	Tula, Hidalgo	1,075,979	0	1,075,979	57,973
	100	Alfajayucán, Hidalgo	373,649	0	373,649	24,745
	033	Estado de México	18,973	0	18,973	5,498
	028	Tulancingo, Hidalgo	4500	0	4500	300
	088	Chiconautla, México	25,202	0	25,202	3,123
	016	Estado de Morelos	337,180	34,687	302,493	23,000
	013	Estado de Jalisco	153,702	0	153,702	13,077
	020	San Juan del Río, Oro	2,300	2,300	0	230
Balsas-Lerma	024	C. de Chapala, Mich.	6,269	0	6,269	10,469
	030	Valsequillo, Puebla	259,766	227,000	32,766	20,600
	045	Tuxpan, Michoacán	54,997	5,500	49,497	4,300
	056	Atoyac-Zahuapan, Tlaxcala	25,004	7,500	17,504	3,800
	061	Zamora, Michoacán	21,000	0	21,000	2,000
	068	Tepecuac y Quechul, Guerrero	2,304	0	2,304	100
	087	Rosario-Mezq, Michoacán	303,013	0	303,013	33,080
	097	Lázaro Cárdenas, Michoacán	286,439	0	286,439	21,899
	099	Quitupan Magdalena, Michoacán	5,550	0	5,550	5,000
				<b>Volumen usado (m<sup>3</sup>x10<sup>3</sup>)</b>		
			<b>Total</b>	<b>Tratada</b>	<b>Sin tratamiento</b>	<b>Área (ha)</b>
			<b>3,407,542</b>	<b>279,654</b>	<b>3,127,888</b>	<b>254,597</b>

**Tabla 2.3 Rendimiento de la producción de cultivos con aguas residuales en el Valle del Mezquital**

Cultivo	Rendimiento en ton/ha	
	Aguas negras	Aguas Blancas
Alfalfa	120	70.0
Maíz	5.0	2.0
Frijol	1.0	1.3
Trigo	3.0	1.8
Cebada	4.0	2.0
Avena forraje	22.0	12.0
tomates	35.0	18.0
AjÍ	12.0	7.0

#### **2.4.1 Reglamentación en materia de riego agrícola con agua residual en México, NOM-001-ECOL-1996**

La norma vigente en México para el uso de agua residual en la agricultura se constituyó a partir de una reorganización a fondo de la normatividad sobre las descargas industriales y domésticas hacia aguas y tierras nacionales. Como primer paso concreto de esta reforma, en 1996 se sustituyeron 44 normas distintas para aguas residuales (lo que hacía casi imposible la regulación) por la NOM-001-ECOL-1996, la cual establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.

Debido a que gran parte de las descargas de aguas domésticas son empleadas para riego agrícola y fue demostrado que el principal problema era su contenido microbiológico, la norma toma 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. En el caso de parásitos, establece el límite máximo de los huevos de helmintos ya que son los parásitos que causan problemas de salud a la mayor parte de la población, el límite máximo permisible para las descargas vertidas a suelo (uso en riego agrícola), es de menos de un huevo de helminto por litro para riego de cualquier tipo de cultivo que se consuma en crudo y este en contacto directo con personas (vegetales, frutas, áreas verdes, etc), y de cinco huevos por litro para riego restringido (riego que no represente riesgos directos a la salud de los humanos y animales). Adicionalmente, en la Tabla 2.4 se describen los límites máximos permisibles de otros contaminantes.

Tabla 2.4. Límites permisibles para otros contaminantes

Parámetros <sup>∞</sup>	Uso en riego agrícola		Parámetros <sup>∞ *</sup>	Uso en riego agrícola	
	Promedio mensual	Promedio diario		Promedio mensual	Promedio diario
Temperatura, °C	NA	NA	Arsénico	0.2	0.4
Grasas y Aceites	15	25	Cadmio	0.05	0.1
Material flotante	Ausente	Ausente	Cianuro	20	30
Sólidos Sedimentables	N.A.	N.A.	Cobre	4	60
Sólidos Suspendidos Totales	N.A..	N.A.	Cromo	0.5	1.0
Demanda Bioquímica de Oxígeno <sub>5</sub>	N.A.	N.A.	Mercurio	0.005	0.01
	N.A.	N.A.	Níquel	2	4
Nitrógeno total	N.A.	N.A.	Plomo	5	10
Fósforo total	N.A	N.A	Zinc	10	20

<sup>∞</sup> En mg/L excepto cuando no se especifique, \* medidos de manera total, N.A. No acredita

## 2.5 EL USO DE LAS AGUAS RESIDUALES DEL ÁREA METROPOLITANA DE LA CIUDAD DE MÉXICO EN EL RIEGO AGRÍCOLA DEL VALLE DEL MEZQUITAL.

Uno de los destinos del agua residual de la Ciudad de México es el Valle del Mezquital, al norte del Valle de México, en el estado de Hidalgo, el cual es el ejemplo mundial más importante de "uso controlado" de riego con aguas residuales a gran escala. Comprende 90,000 ha de riego agrícola y en él habitan 550,000 personas en 250 comunidades. Este valle recibe más de 35 m<sup>3</sup>/día de aguas residuales por un sistema de canales y túneles, cuyos principales colectores son el Emisor Central y el Gran Canal, los cuales presentan caudales muy variables dependiendo de la operación del sistema de alcantarillado y de drenaje de la Ciudad de México, pero promedian entre 600 - 700 m<sup>3</sup>/año y 400 - 500 m<sup>3</sup>/año, respectivamente (Díaz y Antón, 2002).

El área es una depresión alargada y estructuralmente compleja que está localizada a una altura de 1900-2000 m.s.n.m. y es drenada por el río Tula y dos de sus tributarios (Salado y Actopan). Los estudios hidrogeológicos revelan la existencia de tres acuíferos, el primero se localiza en los aluviones cuaternarios de origen fluvial, el segundo se localiza en los derrames basálticos y el tercero en las calizas del Cretácico; el área tiene un clima árido con un promedio de precipitaciones de alrededor de 500 mm/año, que se

distribuyen principalmente, entre mayo y octubre y una evaporación de 1750 mm (Salinas, 1998). Este valle se caracteriza por tener suelos pobres y finos que se localizan sobre una capa de sedimentos aluviales. Un alto porcentaje de los suelos (90%) presenta una textura franco-arenosa; mientras que el resto tiene una textura arcillosa. Además, son suelos ligeramente alcalinos y con una capacidad media-alta de intercambio iónico (Díaz y Antón, 2002).

Gran parte de las aguas residuales se encuentran embalsadas por la presa Endho, pero otra parte es conducida por el río Salado donde se desvía directamente a los canales de riego. La presa Endho fue diseñada inicialmente con el propósito de almacenar agua superficial, pero en la práctica actúa como un sistema de oxidación parcial y dilución de las aguas residuales antes de su distribución por los canales de riego.

Parte de este valle es conformado por el DR 03, que se creó en 1904; en aquel entonces era un área árida con pocos recursos de agua superficial y subterránea y la Ciudad de México tenía una población de menos de 1 millón de habitantes. En la actualidad la Ciudad de México, con su área metropolitana, tiene más de 20 millones de habitantes y el área de riego ha crecido vertiginosamente, especialmente desde los años 50 cuando la población que generaba las aguas residuales se mantenía todavía en sólo 3 millones.

El DR 03 opera con 210 km de canales primarios y 365 km de canales laterales para el riego de un área que tiene una extensión aproximada de 45,000 ha, con 27,500 usuarios individuales de agua. Este sistema de canales fue construido entre 1926 y 1934. En la actualidad, se lleva a cabo un control sobre las prácticas de cultivo y riego con objeto de reducir el riesgo de transmisión de enfermedades patógenas a los agricultores y animales del área, así como a los consumidores de estos productos agrícolas.

El agua residual no tiene ningún tratamiento de tipo convencional, pero si experimenta mejoría en su calidad microbiológica después de su conducción a través de canales, caídas de agua y presas donde se retienen y sedimentan por periodos diversos (Jiménez, 1999).

Los suelos calcáreos de la región semidesértica del Valle del Mezquital se han transformado en tierras fértiles, gracias al aporte de nutrientes contenidos en el agua residual y su gran contenido de materia orgánica.

Los rendimientos son altos y han favorecido al desarrollo socioeconómico de una de las regiones más pobres del país, como se mostró en la Tabla 2.3 (Blumenthal *et al.*, 1996, Strauss, 1991, Hrudey *et al.*, 1992, Mujeriego *et al.*, 1991, Bartone, 1991 y Stoot *et al.*, 1997).

Los principales cultivos de la zona son: maíz (37.4%) y alfalfa (33.4%) y en menor proporción avena (3.1%), trigo (11.4%), chile (2.7%), tomate (2.3%) y otros (7.2%). La productividad hortícola es muy alta, pero su producción está sujeta a restricciones estrictas por razones sanitarias.

### **2.6 PROBLEMAS DE SALUD ASOCIADA AL RIEGO AGRÍCOLA CON AGUA RESIDUAL EN MÉXICO.**

El efecto asociado al reúso de aguas residuales crudas se basa en estudios científicos sobre la sobrevivencia y detección de microorganismos patógenos entéricos en suelos y cultivos irrigados con este tipo de agua. Se supone que la detección del amplio espectro de bacterias patógenas entéricas, virus, protozoarios y helmintos encontrados en las corrientes de agua de una comunidad o en un agua residual utilizada para irrigar cultivos es suficiente indicador de que existe un problema de salud pública y constituye un punto potencial de evidencia para la transmisión de enfermedades, ya que los microorganismos patógenos entéricos pueden sobrevivir en el medio por semanas, meses y algunos por años (USEPA, 1992; Shelef, 1991; Straus, 1991; Blumenthal *et al.*, 2000; Shuval y Bartone, 1991 y 1992 y Fattal *et al.*, 1985 y 1986).

Se han realizado investigaciones en las que se ha llegado a la conclusión que cuando el agua no tratada es usada para riego, los nemátodos intestinales contenidos en ella, son los que presentan un alto riesgo debido a su largo período de latencia en el suelo, alta persistencia en el medio ambiente, baja dosis infectiva y prácticamente no pierden inmunidad. En los países subdesarrollados, las bacterias por ejemplo *Vibrio cholerae* y *Salmonella spp.*, ocupan el segundo lugar de importancia seguidas por los virus que

tienen la menor probabilidad de riesgo principalmente por la inmunidad que poseen después de contraer la infección. Sin embargo, el riesgo que representan los protozoarios como los son *Gardia lamblia*, *Entamoeba histolytica* y *Cryptosporidium parvum* ha sido poco estudiado (Helmer *et al.*, 1991; Hespanhol I., 1990; Shuval, 1986), en la Tabla 2.5 se muestra la frecuencia de infecciones causadas por el contenido de microorganismos presentes en las aguas residuales.

La USEPA en 1992 estableció los criterios que permiten predecir el grado con el que un microorganismo patógeno puede ser efectivamente transmitido, estos son:

- a) La viabilidad del patógeno en el suelo y el cultivo
- b) La longitud de inmunidad resultante de la infección
- c) La dosis mínima infectiva (Tabla 2.6)

**Tabla 2.5 Riesgos para la salud que presenta la utilización de aguas residuales no tratadas en la agricultura y acuicultura, Fuente: CEPIS, 1985 y Garza, 2000**

Clase de Patógeno	Frecuencia de la infección o enfermedad
1. Nematodos intestinales: <i>Ascaris</i> , <i>Trichuris</i> , <i>Ancylostoma</i> , <i>Necator</i>	Alto
2. Infecciones bacterianas: diarreas bacterianas (cólera), tifoidea	Menor
3. Infecciones virales: diarreas virales , hepatitis A	Mínimo
4. Infecciones producidas por trematodos y cestodos: esquistomiasis, clonorchiasis teniasis	Alto Entre alto y nulo, dependiendo de la práctica particular en la utilización de las excretas y de las circunstancias locales.
5. Protozoarios: <i>Gardia lamblia</i> , <i>Entamoeba histolytica</i> ,	Riesgo emergente

En México, hasta el realizado en el Valle de Juárez en 2000, no se habían hecho estudios epidemiológicos sobre *Gardia lamblia* y *Cryptosporidium parvum* y su asociación con aguas residuales reutilizadas en la agricultura. A pesar del riesgo que estos parásitos

representan, en el país no se cuenta con lineamientos de calidad que especifiquen las concentraciones mínimas aceptables para estos microorganismos (Garza, 2000).

**Tabla 2.6 Dosis infectiva de diversos microorganismos, Fuente: USEPA, 1992**

Organismo	Dosis Infectiva
<i>Escherichia coli</i> (enteropatógena)	$10^8$ - $10^{10}$
<i>Clostridium perfringens</i>	$1 \times 10^{10}$
<i>Salmonella tiphy</i>	$10^4$ - $10^7$
<i>Vibrio cholerae</i>	$10^5$ - $10^7$
<i>Shigella flexneri</i>	180
<i>Entameoba histolytica</i>	20
<i>Shigella dysenteriae</i>	10
<i>Giardia lamblia</i>	<10
Virus	1-10
<i>Ascaris lumbricoides</i>	1-10

Las evidencias epidemiológicas han demostrado que para reducir los principales riesgos asociados con el empleo del agua residual para reúso agrícola en riego y evitar remover el nitrógeno, fósforo y DBO cuyo aporte es benéfico para el suelo, los sistemas de depuración deben ser orientados al control de patógenos (Shuval y Bartone, 1986).

El estudio realizado por Cifuentes (1993) donde se analizó alguno de los problemas de salud pública relacionados con el uso de aguas residuales sin tratamiento en agricultura de los DR 03 y 100 del Valle del Mezquital, indicaron el impacto de esta práctica en enfermedades diarreicas e infecciones intestinales. De acuerdo con los datos de la encuesta de sequía, los grupos de mayor exposición experimentan mayores riesgos a las enfermedades diarreicas e infecciones amebianas, estas últimas aparentemente en menor proporción. La prevalencia de *Giardia lamblia* es más elevada en los niños de menor edad que en el resto de la población. La encuesta fue realizada en la primera etapa con 13,000 individuos y en la segunda etapa con 14,500 individuos (Tabla 2.7 y Tabla 2.8).

A nivel nacional, esta situación es más crítica, ya que Tay *et al.*, 1991 reportó que el 33% de la población mexicana presentó helmintiasis (Tabla 2.9), la gravedad de esta enfermedad es evidente al considerar que, en México, cada día mueren 10 niños por

enfermedades gastrointestinales, casi todos por la falta de recursos para atender la enfermedad, y en el caso de los helmintos la muerte sobreviene por complicaciones con anemia, la presencia de quistes en órganos vitales (hígado, cerebro o pulmones) o por el simple entallamiento del intestino.

**Tabla 2.7 Prevalencia de enfermedades diarreicas, según la exposición y edad, Fuente: Cifuentes, 1993**

EDAD.	GRUPOS DE EXPOSICIÓN % de afectados*		
	ALTA	BAJA	INTERMEDIA
0 a 4 años	19.6	13.6	15.5
5 a 14 años	6.5	4.5	8.0
15 años en adelante	8.0	7.0	8.5

\* respecto al número de encuestados por edad y zona

**Tabla 2.8 Prevalencia de parasitosis intestinales según la exposición y edad, Fuente: Cifuentes, 1993**

EDAD	GRUPOS DE EXPOSICIÓN % de afectados**		
	ALTA	BAJA	INTERMEDIA
<b><i>Ascaris lumbricoides.</i></b>			
0 a 4 años	10.0	0.6	11.7
5 a 14 años	12.5	1.0	8.5
15 años en adelante	4.5	12.48	2.5
<b><i>Giardia lamblia.</i></b>			
0 a 4 años	21.2	20.5	16.5
5 a 14 años	13.5	12.5	14.0
15 años en adelante	4.5	4.0	6.0
<b><i>Entamoeba histolytica.</i></b>			
0 a 4 años	6.5	6.7	6.4
5 a 14 años	17.0	14.0	20.5
15 años en adelante	16.5	15.0	17.5

\*\* respecto al número de encuestados por edad y zona

**Tabla 2.9 Frecuencia de helmintiasis en México, Fuente: Tay et al., 1991**

Helmintiasis	Por ciento de Población
Ascariasis	33.3
Tricocefalosis	28.4
Enterobiasis	20.9
Uncinarias	26.2
Hymenolepiasis	15.9
Teniasis	1.5

Ante esto, se hace evidente que para poder pensar en un tipo de reúso se debe dar una mayor importancia a la remoción de estos microorganismos, por esto, la Norma Oficial Mexicana ( NOM-001-ECOL-1996), toma como indicador de contaminación fecal a los coliformes fecales y establece el límite de huevos de helminto en las aguas tratadas, pero hasta la fecha la normatividad mexicana no toma en cuenta la cantidad máxima permisible de protozoarios presentes en las aguas residuales destinadas para riego agrícola.

## **2.7 TRATAMIENTOS PARA LA DEPURACIÓN DE AGUA RESIDUAL**

### **2.7.1 Composición del agua residual**

Las aguas residuales tienen composiciones altamente complejas; para su uso y disposición, es necesario modificar esta composición y para ello se requiere de una gran variedad de procesos de tratamiento los cuales tienen por objeto separar los diversos contaminantes (Hurtado, 1998). Físicamente y para objetivos de separación los contaminantes se clasifican como:

- Sólidos en suspensión o flotantes: papel, plástico, arena.
- Sólidos suspendidos pequeños y coloidales: moléculas orgánicas, microorganismos.
- Sólidos disueltos: compuestos orgánicos, sales inorgánicas.
- Gases disueltos: sulfuro de hidrógeno.
- Líquidos no miscibles: grasas y aceites

### **2.7.2 Tamaño de Partícula**

Los contaminantes contenidos en el agua residual tienen una gran variedad de tamaño de partícula lo cual para fines del tratamiento es importante cuantificar para evaluar la eficiencia de remoción de sólidos durante su tratamiento.

El tamaño de partícula se ha clasificado en: disuelta, coloidal; supracoloidal y sedimentable, (Boller, 1998; Levine *et al.*, 1985 y 1991; Munich *et al.*, 1980; Krishnappan, 1999; Tchobanougus, 1995; Odegaard, 1998; Adin, 1998). El tamaño de partícula de los coliformes fecales y *Streptococcus* fecales, *Salmonella* spp, *Gardia lamblia* y *Entamoeba histolytica* se encuentra entre 0.7 a 1.5  $\mu\text{m}$ , 2 a 7  $\mu\text{m}$ , 8 a 21  $\mu\text{m}$  y 12 a 20  $\mu\text{m}$  respectivamente por lo cual el intervalo de interés para nuestro estudio se encuentra en el intervalo de materia en forma supracoloidal de acuerdo con la Tabla 2.10

**Tabla 2.10 Tamaño de partícula de la materia orgánica en el agua residual, Fuente: Heukelekian y Balmat, 1957; Richer y Hunter 1971**

Intervalo	Soluble <0.08 $\mu\text{m}$	Coloidal 0.08-1 $\mu\text{m}$	Supracoloidal 1- 100 $\mu\text{m}$	Sedimentable > 100 $\mu\text{m}$
COD (% total)	25(40)	15 (10)	26(21)	34(29)
TOC (%total)	31(42)	14(11)	24(20)	31(27)
Grasa	12	51	24	19
Proteínas	4	25	45	25
Carbohidratos	58	7	11	24
Velocidad de reacción.	0.39	0.22	0.09	0.08

### 2.7.3 Proceso de tratamiento

Para poder remover estos tipos de contaminantes existen tres clases de tratamientos:

#### **Procesos físicos:**

Dependen principalmente de las propiedades físicas, de las impurezas presentes en el agua residual así como del tamaño de partícula del contaminante, peso específico, viscosidad etc. Algunos tipos de estos procesos son: cribado, sedimentación y filtración.

#### **Procesos biológicos:**

Este tipo de proceso utiliza reacciones bioquímicas para poder remover las impurezas solubles y coloidales, que por lo general son sustancias biodegradables. Este tipo de procesos se pueden llevar a cabo mediante el uso de medios anaerobios o aerobios.

Dentro de estos procesos se encuentran: filtros percoladores, lodos activados, discos rotatorios y lagunas activadas. En los procesos biológicos se emplea el uso de microorganismos con el objetivo de eliminar la materia orgánica carbonada, medida como DBO, COT y DQO (principalmente soluble) y se usan asociados con sedimentadores.

Para el tratamiento de agua residual doméstica este tipo de procesos tienen una baja producción de lodos comparados con los procesos fisicoquímicos. Por su naturaleza biológica, estos procesos no se adaptan a influentes variables (ni en cantidad, ni calidad) y emplean del nitrógeno del 10 al 30% y del fósforo del 10 al 20% contenido en el agua (Metcalf & Eddy, 1989), situación que resulta poco sustentable para el aprovechamiento del agua residual con fines de reúso agrícola.

### **Procesos químicos:**

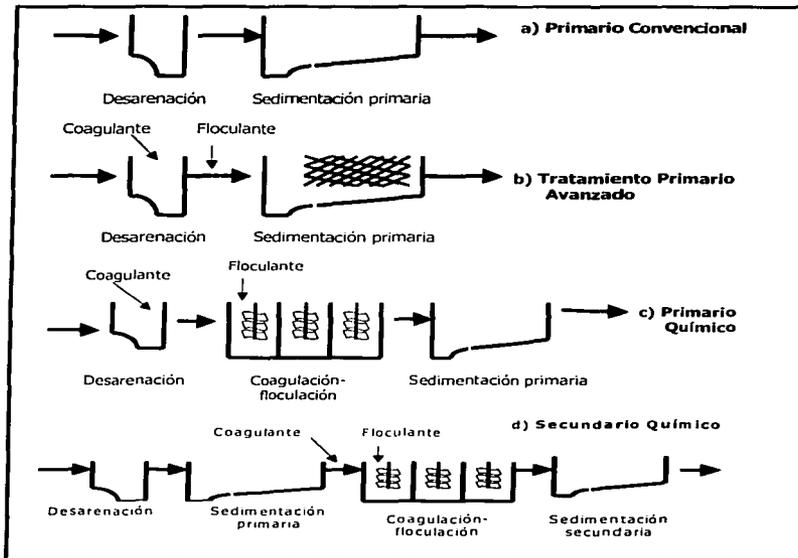
Este tipo de procesos toma en cuenta las propiedades químicas de la impureza, ejemplos de este tipo de proceso son: coagulación, precipitación e intercambio iónico.

#### **2.7.4 Proceso Fisicoquímico**

Shao *et al.*, 1993 describe al proceso fisicoquímico a través de las cuatro configuraciones mostradas en la Figura 2.2 y referidas como sigue:

- a) **Tratamiento primario convencional:** consiste en una desarenación y sedimentación primaria. Su eficiencia es del 65% en remoción de sólidos suspendidos, 30 % de la DBO<sub>t</sub> y 11% de fósforo.
  
- b) **Tratamiento primario avanzado (TPA):** tiene una configuración igual a la anterior pero se añaden reactivos (generalmente emplean cloruro férrico o sulfato de aluminio y más recientemente los policloruros de aluminio (PAC's) con dosis de 10 a 40 mg/L combinadas con pequeñas cantidades de polímero aniónico, catiónico o no iónico (0.4 -1.0 mg/L) y utilizan sedimentadores convencionales o de alta tasa. Este proceso remueve entre 80 y 85% de los sólidos suspendidos y entre 50 y 55% de la DBO<sub>t</sub>, 31% de fósforo y se adapta muy fácilmente a plantas en operación

- c) **Tratamiento químico primario:** tiene una unidad de coagulación-floculación antes de la sedimentación; para la etapa primaria se emplean dosis muy altas de coagulantes (150 mg/L de cloruro férrico, sulfato de aluminio o PAC acompañado con 0.2-5 mg/L de polielectrólito de alto peso molecular), con tasas de sedimentación convencionales, alcanzando eficiencias de más del 90% para los sólidos, 75% para la DBO<sub>5</sub> y 95 % para el fósforo en agua residual doméstica (Odegaard, 1992, 1998).



**Figura 2.2. Configuraciones básicas del tratamiento fisicoquímico, Fuente: Shao, et al., 1993**

- d) **Tratamiento químico de dos etapas:** se desarrolló en 1980 y consiste en añadir reactivos en dos etapas. La primera es un TPA, la segunda es un proceso de floculación. Las dosis y el volumen de los reactores son menores. Este proceso remueve entre 83% de los sólidos suspendidos y 52% de la DBO<sub>5</sub> y 80% de

fósforo, estas dos últimas configuraciones son las más utilizadas tanto en Norte América como en Países Nórdicos.

Uno de estos procesos fisicoquímicos de importancia para el tratamiento de agua residual municipal con fines de reúso agrícola es el TPA este tratamiento mantiene el nitrógeno, fósforo y la materia orgánica en concentraciones suficientes para la agricultura (Murcott, 1996), lo que para el tipo de suelos mexicanos, que en general son pobres y erosionables resultan benéficos por el gran enriquecimiento de la capa de humus y el amortiguamiento del efecto de la conductividad sobre el suelo con la materia orgánica y por la fertilización con el nitrógeno y fósforo siendo también adaptable a variaciones de flujo y principalmente es capaz de remover los HH contenidos en el agua residual del Valle de México que van desde ocho hasta 98 HH/L. (Jiménez *et al.*, 1996 y 1997). En la Tabla 2.11 se muestra diferentes tipos de tratamiento y la eficiencia de la remoción de los HH.

**Tabla 2.11 Eficiencias de remoción de HH alcanzada por algunos sistemas de tratamiento**

Proceso	Contenido de HH en el afluente	Eficiencia de remoción, %	Observaciones	Referencias
Filtro rociadores		90-99		Env. Biol.& Epid. Helm.
	2000	18-26		Env. Biol.& Epid. Helm
	28.3	89.0	Ismalia, Abu Attwa	Stott <i>et al.</i> , 1996
FR+SS	2000	87		Env. Biol.& Epid. Helm
Lagunas Anaerobias	184	91.3	Brasil	Blumenthal <i>et al.</i> , 1996
Lagunas de maduración	184	99.8	Brasil	Blumenthal <i>et al.</i> , 1996
Lagunas de oxidación		99.9		Schwartzbrot, 1989
Lodos Activados		90-100		Env. Biol.& Epid. Helm
		77		Schwartzbrot, 1989
	28.3	89.3	Ismalia, Abu Attwa	Stott <i>et al.</i> , 1996
Sed. Primaria		35-90		Env. Biol.& Epid. Helm
	28.3	88.8	Ismalia, Abu Attwa	Stott <i>et al.</i> , 1996
SP+FR+SS	66	70+ 10.3+ 16.7	Karkov, URSS	Env. Biol.& Epid. Helm
Tanque séptico		99	3 días de TRH Estudio realizado en la India	
Tanques Imhoff	2000	97		Env. Biol.& Epid. Helm
TPA+ filtración	8-96	96+3.8	México	Jiménez <i>et al.</i> , 1997 y 1999

SP= sedimentación primaria    FR= Filtros rociadores  
 SS= Sedimentación secundaria    LA= Lodos activados

### **2.7.4.1 Tratamiento y disposición de lodos fisicoquímicos**

Los procesos que se aplican al en el tratamiento del agua residual municipal se producen residuos sólidos o semisólidos que son denominados lodos. La mayor parte de estos residuos esta conformada por material orgánico. Al igual que con las aguas residuales, los lodos deben ser sujetos a algún tratamiento que sea capaz de modificar sus características físicas, químicas y/o microbiológicas para que puedan ser dispuestos sin impactar negativamente el ambiente o poner en riesgo la salud humana. Además, estos deben ser tratados con el objeto de disminuir el volumen de material que será dispuesto mediante la separación de parte del agua en exceso. El manejo integral de los mismos debe de ser considerado, dentro del esquema global de tratamiento del agua residual ya que de todos los constituyentes que se remueven, este representa el mayor porcentaje en cuanto a volumen por lo que su procesamiento y disposición es uno de los principales problemas en la actualidad.

Dado a que los lodos generados en nuestro país contienen un alto contenido de microorganismos patógenos, es necesario desarrollar tecnologías y procedimientos propios para estabilizar los lodos con el objeto de que puedan ser considerados dentro de la categoría de los biosólidos para ser reusados como fertilizantes parciales, mejoradores de suelos o para rehabilitar terrenos.

En México se ha considerado que los lodos por sus características propias o por las adquiridas después de un proceso de estabilización pueden ser susceptibles de aprovechamiento siempre y cuando cumplan con los límites máximos permisibles de contaminantes establecidos en la NOM-004-ECOL-2002 (anexo V) o, en su caso, se dispongan en forma definitiva como residuos no peligrosos, para atenuar sus efectos contaminantes para el medio ambiente y proteger a la población en general. Esta norma establece las especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes en los lodos y biosólidos provenientes del desazolve, de los sistemas de alcantarillado urbano o municipal, de las plantas de tratamiento de aguas residuales y de las plantas potabilizadoras, con el fin de posibilitar su aprovechamiento o disposición final y proteger al medio ambiente y la salud humana.

El procedimiento más comunes que se utiliza en el tratamiento de lodos es:

**a) Acondicionamiento de lodos:** es un tratamiento previo a su deshidratación, que se lleva a cabo con el objeto de facilitar la eliminación de agua y en la mayoría de los casos, mejorar la captura de sólidos.

**b) Deshidratación:** el objetivo principal de la deshidratación o desaguado es eliminar tanta agua como sea posible para producir un material no fluido cuya concentración de sólidos sea significativa. Este procedimiento se lleva a cabo por dos medios: mecánicos (filtración al vacío, filtro prensa y filtros de banda) y no mecánicos (filtración y evaporación del agua).

**c) Estabilización:** el objetivo de este procedimiento es la reducción de microorganismos patógenos, la eliminación de olores desagradables y la inhibición o eliminación del potencial de putrefacción de material orgánico. La estabilización puede llevarse a cabo por digestión aerobia o anaerobia, composteo y estabilización ácida o alcalina.

### **3 FUNDAMENTOS TEÓRICOS**

#### **3.1 PROCESO FÍSICOQUÍMICO**

El proceso fisicoquímico consiste en aplicar la coagulación y floculación en el tratamiento del agua residual, es decir, añadir reactivos químicos al agua para eliminar sólidos suspendidos, materia coloidal y orgánica la cual es evaluada como la DBO<sub>5</sub>.

El sistema es útil cuando el agua tratada 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 mejor efluente. Además, incrementa la capacidad de las plantas biológicas secundarias como consecuencia de la disminución de la cantidad de oxígeno, reduciendo así el tamaño del reactor biológico. Cabe mencionar que para mantener una eficiencia constante con efluentes de alta variabilidad, en cantidad y calidad, el TPA no tiene comparación con los procesos biológicos, su flexibilidad es de gran importancia (Hatakai *et al.*, 1997; Elmitwaklli 2001; Leigh, 1999; Thiem, 1999; Horowitz, 1997; Shao *et al.*, 1993 y Odegaard, 1992).

##### **3.1.1 La coagulación y la floculación**

La coagulación, entendida como sistema de tratamiento, consiste de tres etapas:

- a. Desestabilización del coloide.
- b. Formación de flóculos.
- c. Sedimentación: separación de los flóculos del agua.

Cada una de estas etapas puede realizarse en tanques separados o en uno solo. Se debe además tener presente, que las condiciones óptimas de operación son diferentes en cada caso y que la eficiencia global del proceso depende de la eficiencia en cada etapa.

La coagulación, del latín *coagulare* que significa solidificar lo líquido, es por definición, el fenómeno de desestabilización de las partículas coloidales, que se puede conseguir por medio de la neutralización de sus cargas eléctricas negativas. Este proceso es producto de la adición de un reactivo químico llamado coagulante. En cambio, el término floculación del latín *floculare*, que significa formador de flóculos, es el siguiente estado de formación después de la desestabilización y consiste en agrupar las partículas descargadas para aglomerarlas. En

contraste con la coagulación, donde la fuerza primaria es electrostática o interiónica, la floculación ocurre por la formación de un puente químico o por la creación de una red física (Metcalf & Eddy, 1979).

Durante la coagulación y la floculación se remueve sólidos orgánicos e inorgánicos y se precipitan las sales metálicas. Sin embargo, con la materia orgánica es poco eficiente debido a la gran cantidad de componentes que la conforman y que tienen un amplio intervalo de tamaños moleculares. Se considera que las moléculas orgánicas con alto peso molecular ( $10^4$ ) son removidas con hierro o aluminio, si se emplea el pH y dosis óptima; pero partículas con peso molecular inferiores a 1000 o 1500, según su naturaleza química, prácticamente no son removidas (Tambo, 1990).

### 3.2 COAGULANTES

Los coagulantes son químicos que promueven la formación de los flóculos mediante dos mecanismos: neutralización de la carga superficial y precipitación de coloides (Jiménez y Chávez 1997 y Jiménez *et al.* 1999).

Los mismos autores mencionan la importancia de la selección del coagulante, ya que de esto depende, en gran parte, la eficiencia de la remoción de la materia orgánica presente en el agua residual, esto hace que se tome en cuenta la naturaleza y calidad del agua residual cruda, los criterios de calidad, el destino del agua tratada y por último, el tratamiento previsto después de la coagulación.

#### 3.2.1 Sulfato de aluminio.

Se utiliza como coagulante de impurezas en todo tipo de aguas, ya sea para el uso industrial o doméstico. La función primordial del coagulante es la de suministrar iones capaces de neutralizar efectivamente las cargas eléctricas de la mayor parte del material coloidal existente en el agua y así causar su precipitación. La importancia de los coagulantes se debe, en parte, a las propiedades esponjosas del flóculo, ya que este tipo de estructura posee amplias áreas superficiales a las que se adhieren las partículas coloidales o semicoloidales.

El flóculo que forma el sulfato de aluminio al entrar en contacto con el agua en concentraciones muy diluidas es el hidróxido de aluminio. Este flóculo se forma y trabaja

efectivamente en un pH de 5.5 a 8.0, esto debido a que el agua residual contiene alcalinidad en forma de bicarbonato cálcico y magnésico. La dosificación más adecuada para cada tipo de agua se deberá obtener llevando a cabo pruebas de jarra comparativas. (Metcalf & Eddy, 1996)

### 3.2.2 Polímeros de aluminio.

Las sales de aluminio se pueden condensar y formar polímeros capaces de coagular y flocular. El PAC, o **policloruro de aluminio**, es muy empleado en Europa para el tratamiento de aguas y en la producción de papel (Hurtado ,1996).

Los diferentes PAC's elaborados se tipifican por tres parámetros:

- a) Contenido de aluminio, expresado en % de  $Al_2O_3$ .
- b) Contenido de sulfatos, expresado en %  $SO_4$ .
- c) Contenido de hidróxido, expresado en basicidad.

Con este último parámetro se clasifican diferentes grupos; el que tiene de 50-60% de basicidad, conteniendo del 8 al 10% de  $Al_2O_3$ , con 0.2% de calcio y 2.7% de sulfatos. El segundo grupo con una basicidad de 40 a 50%, 16.5 a 17.5% de  $Al_2O_3$ , que no contienen sulfato, calcio y sodio. La dosis que se adiciona al agua residual es de 25 a 30  $\mu$ moles, o cerca de 1 a 10 mg/L, con velocidades de 230 rpm por un minuto de mezclado rápido. La etapa de floculación donde se utiliza una velocidad de 43 rpm durante 20 minutos, permite la formación del floculo, seguido de un reposo de 30 minutos, lo que permite la sedimentación de los flóculos que se han formado (Hurtado,1996).

- Comercialmente se pueden encontrar en base a:
- Contenido de aluminio: 4-12.5%
- Basicidad: 15- 83%
- Aditivos: Sulfato, sílice, calcio, polímeros orgánicos, etc.
- Diferentes condiciones de fabricación: diferente grado de polimerización.

En comparación con otros tipos de coagulantes comúnmente utilizados, los PAC's presentan los siguientes beneficios:

- Alta eficiencia en remoción de partículas
- Baja producción de lodos
- Poco aluminio residual
- Trabaja en un amplio rango de pH
- Bajo consumo de alcalinidad
- Alto rendimiento en aplicaciones de agua fría
- Aumento en el rendimiento de los filtros

En estudios recientes, realizados en el Instituto de Ingeniería de la UNAM, se ha encontrado que el tipo y dosis adecuada para el tratamiento de aguas residuales destinadas a riego agrícola es el PAX XL-60 a una dosis de 300  $\mu\text{mol/L}$  (Lopera, 2001).

### **3.2.3 Cloruro férrico**

El cloruro férrico forma un coágulo más pesado y de mayor velocidad de sedimentación, y puede trabajar en un intervalo de pH más amplio. En consecuencia, se usa cuando el sulfato de aluminio no produce una coagulación adecuada o cuando los sedimentos son demasiados. Las soluciones acuosas de cloruro férrico se reducen rápidamente a cloruro ferroso ( $\text{FeCl}_2$ ) en presencia de hierro. Esta reacción explica su gran poder corrosivo sobre el acero, por lo que es necesario proteger los tanques de almacenamiento y depósitos de preparación y de distribución con hule o vidrio, aunque la forma anhidra se puede manejar en tambores de acero al carbón, recubiertos con barniz plástico (A.W.W.A., 1971). Como resumen en la Tabla 3.1 se muestran las propiedades más importantes de algunos de los coagulantes.

**Tabla 3.1. Características físicas y químicas de algunos coagulantes, Fuente: A.W.W.A., 1971, Stran B.1989**

Nombre químico	Nombre común	Fórmula	Densidad kg/m <sup>3</sup>	Solubilidad (mg/l)	Presentación
Sulfato de aluminio	Alúmina	$Al_2(SO_4)_3 \cdot xH_2O$	609-721	60 a 0°C	Sólido, polvo, gránulos, terrones de color café claro a gris amarillento. Líquido amarillo claro, en solución al 1% y con un pH de 3.4
	Alumbre líquido		961-1009	71 a 20°C	
	Alumbre de filtración	$Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$	993-1073	79 a 30°C	
Sulfato de aluminio y amonia	Alumbre	$Al_2(SO_4)_3(NH_4)SO_4 \cdot 4H_2O$	961	36 a -14°C	Trozos
				995 a 85°C	Polvo
Cloruro Férrico	Cloruro de hierro	$FeCl_3$ (anhidro y solución);	-----	-----	Solución: jarabe café oscuro; cristales: terrones café-amarillo; anhidro: verde, negro. Higroscópico, muy corrosivo; solución al 1%. pH 2.
		$FeCl_3 \cdot 6H_2O$ (cristales)			

### 3.2.4 Experiencias con el TPA

Este sistema de tratamiento tiene más de 100 años de aplicación y se dejó de emplear en 1930 en favor de los procesos biológicos debido a su elevado costo ocasionado por el tratamiento de una gran cantidad de lodos. 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 y que se destina para riego agrícola. Este nuevo auge se debe a la síntesis de nuevos polímeros que permiten emplear bajas dosis de coagulantes y producir menores cantidades de lodos (Shao, 1993 y 1996; Heinzmann, 1994; AWWA, 1989; Bache y Hossain, 1991; Bache, 1999 y Fettig y Ratnaweera, 1993).

Existen buenas experiencias del TPA en países como Francia, Canadá, Estados Unidos y España debido a que lo utilizan para incrementar la capacidad de las plantas biológicas secundarias. En efecto, el empleo del TPA en el agua residual tiene la ventaja de disminuir el requerimiento de oxígeno y el tamaño del reactor biológico. Cabe mencionar que para mantener una eficiencia constante con efluentes de alta variabilidad, en cantidad y calidad, el TPA no tiene comparación con los procesos biológicos, siendo su flexibilidad de gran importancia (Hatukai *et al.*, 1997; Elmitwaklli 2001; Leigh, 1999; Thiem, 1999; Horowitz, 1997; Shao *et al.*, 1993 y Odegaard, 1992).

El TPA es utilizado en varias plantas de gran capacidad, particularmente Point Loma, San Diego, Hyperion en Los Ángeles (Shao *et al.*, 1996), Montreal en Canadá y Marsella en Francia (Morrissey *et al.*, 1992) y su empleo ha sido retomado en construcciones más recientes (para la 2ª etapa de la planta de París de 45 m<sup>3</sup>/s y la de Hong Kong de 40 m<sup>3</sup>/s , Harleman y Murcott, 1999), pero, en todas ellas no existe la experiencia en cuanto a la remoción de parásitos y en específico los HH e indicadores de contaminación fecal (CF) y su relación con partículas menores a 30 µm, ya que esto no es un problema que haya preocupado a esos países o en algunos casos, es algo que estos países ya solucionaron. Por esta razón, es de importancia estudiar un proceso que de respuesta viable a las necesidades de México.

#### ***Experiencias en Países Nórdicos***

En Noruega en 1972 el Ministro del Medio Ambiente estableció el cumplimiento de la *Clean Water Act 72* por lo que durante esa época se construyeron diversas plantas de tratamiento, la mayoría de ellas con procesos fisicoquímicos.

Alrededor de 2/3 partes de las plantas de tratamiento (167 plantas) incluyen un sistema fisicoquímico constituidas por una etapa previa de sedimentación, precipitación química y sedimentación primaria y/o secundaria.

Las eficiencias promedio de remoción alcanzadas son de 80% de la materia orgánica, 90% del fósforo total, que corresponde a tener una calidad en el efluente de 40 mg/L de DBO<sub>5</sub>, 85 mg/L de DQO y menos de 0.5 mg/L de fósforo total (Odegaard, 1992).

### ***Experiencia en los Estados Unidos de Norte América***

En los Ángeles California, la planta Hyperion, modificó su proceso para usar un TPA, seguido por un tratamiento biológico secundario, adaptación que se empleó para mejorar la calidad del efluente de la planta, cuyo proceso es un sistema de lodos activados. La adición de cloruro férrico y de un polímero aniónico de alto peso molecular extremadamente alto (10 mg/L y 0.15 mg/L respectivamente) logró remover el 84% de los SST y el 52% de la DBO<sub>5</sub>, con una concentración a la entrada de 330 mg/L en ambos casos (Shao, *et al.*, 1993).

La planta ubicada en San Diego, California, operó hasta 1985, como una planta de tratamiento primario convencional que removía entre el 40 y 60% de los sólidos. En el proceso de coagulación-floculación se aplican de 30 a 35 mg/L de cloruro férrico con 0.2 a 0.6 mg/L de polímero. Las eficiencias de remoción para esta planta son: SST del 80%, DBO<sub>5</sub> del 57%, grasas y aceites del 42%, así como de fósforo del 75% (Harleman, 1992).

En Brooklyn, Nueva York, en la planta Ows Heal se aplica alrededor de 24 mg/L de coagulante (sulfato de aluminio o cloruro férrico) acompañado de 1 mg/L de polímero aniónico, obteniendo remociones del 54% de SST y 36% de la DBO<sub>5</sub>, con una concentración a la entrada de 107 y 115 mg/L respectivamente (Chack *et al.*, 1994).

### ***Experiencia en Hong Kong***

En mayo de 1997, Hong Kong completó la construcción de la planta de TPA más grande del mundo con capacidad máxima de flujo de 40 m<sup>3</sup>/s; 20 m<sup>3</sup>/s promedio en una primera etapa. Los datos de operación de la nueva planta muestran que su rendimiento excede el pronosticado por el estudio en la planta piloto (Harleman y Murcott, 1999 y 2000).

### ***Experiencia en Brasil***

En 1997, el Banco Mundial solicitó una prueba tecnológica del TPA en una de las plantas de tratamiento existentes en Río de Janeiro. El objetivo demostrar si la tecnología del TPA debía ser usada en futuras plantas de tratamiento, planeadas para resolver graves problemas

de eutroficación dentro de la Bahía Guanabara. Las pruebas de laboratorio demostraron que éste proceso fue capaz de remover cerca del 90% de fosfatos, así como altos niveles de SST y DBO<sub>5</sub> (>85%) (Harleman y Murcott, 1998).

#### **Experiencias en México**

Para el Valle de México, el TPA es una alternativa interesante de tratamiento de las aguas residuales que se destinan en riego agrícola cuya problemática es su alto contenido de microorganismo (HH y CF) aunado a la falta de experiencia en cuanto a la eficiencia de remoción de estos. En este marco el enfoque de las investigaciones son únicas a nivel nacional e inclusive internacional. Jiménez *et al.*, 1996, 1997 y 1999 demostraron en primer término, la alta correlación entre los HH y su contenido de SST, indicando que esta correlación se deberá determinar en cada tipo de agua residual.

La incidencia de HH presentes en el agua residual tiene un valor promedio de  $29 \pm 15$  HH/L relacionados con un valor de SST de  $284 \pm 149$  mg/L. Del total de HH, el 90% es *Ascaris spp.*, 6% para *Hymenolepis nana* y 2% para *Toxocara* y *Trichuris spp.* en la misma proporción.

Los resultados del tratamiento realizados durante un período de 5 años, tanto a nivel prueba de jarras como en piloto (5 plantas de 20 L/s), determinaron que para tratar este tipo de agua se debe aplicar una dosis de 50 mg/L de  $Al_2(SO_4)_3$  y 0.4 mg/L de polímero aniónico. Bajo estas condiciones se obtendrá una concentración de  $28 \pm 16$  mg/L de SST y menos de 5 HH/L ( $1.2 \pm 1$  HH/L) de HH.

El efluente producido podrá emplearse en reúso para riego agrícola de uso restringido de acuerdo con la NOM-001-ECOL-1996. En caso de querer utilizarla en riego no restringido, se necesita un sistema adicional de pulimento (filtración por ejemplo) determinando que el efluente cumple en el 100% de los casos con lo exigido en la norma. Bajo estas condiciones se podrá obtener un efluente de  $0.30 \pm 0.26$  HH/L con una concentración de SST de  $15 \pm 18$  mg/L (Jiménez *et al.*, 2000).

Para la eliminación de CF, Jiménez *et al.*, 1997, 1998, y 1999 realizaron diversos estudios determinando que una dosis de cloro de 8 y 10 mg/L y los tiempos de contacto de 1, 2, y 3 h no son suficientes para reducir estos a valores inferiores a los 1000 NMP/100 mL. Para que la

desinfección se lleve a cabo en forma satisfactoria, es necesario aplicar 12 mg/L con un tiempo de contacto de 2 h, circunstancias que permiten disminuir su contenido de  $1.3 \times 10^9$  hasta  $4.2 \times 10^2$  NMP/100 mL.

La planta de tratamiento Aguas Blancas ubicada en Acapulco, Guerrero, fue diseñada para tratar 1350 L/s de agua residual municipal. El tratamiento del agua residual cruda se efectúa mediante un proceso fisicoquímico de coagulación-floculación, por adición de 35 mg/L de sulfato de aluminio y 1 mg/L de polímero aniónico acoplado a un sistema de desinfección donde se aplican dosis de 15 mg/L. El sistema presenta eficiencias del 70% de DQO, 65% de  $DBO_5$  y 80% de SST. Después de finalizar el proceso, el agua se descarga al mar en un sitio denominado "Playa Olvidada", que se encuentra fuera de la bahía de Acapulco. Por las características del sitio de disposición, el efluente de la planta debe cumplir con ciertas condiciones de descarga en aguas costeras de explotación pesquera, navegación y otros usos de acuerdo con lo establecido en la Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996 (Jiménez *et al.*, 1999).

En Ciudad Juárez, Chihuahua existen dos plantas de tratamiento de aguas residuales (Norte de 500 L/s y Sur de 1000 L/s) para su empleo posterior en riego agrícola. El proceso de tratamiento seleccionado es un TPA "tipo Densadeg"; el cual es el primero en su tipo en el país. El tratamiento del agua residual se efectúa mediante la adición de 50 mg/L de sulfato de aluminio y 1 mg/L de polímero aniónico acoplado a un sistema de desinfección donde se aplican dosis de 35 mg/L del cloro. El sistema debe cumplir con una calidad a la salida de materia orgánica medida como  $DBO_5$  de 120 mg/L, grasas y aceites de 15 mg/L, HH a 5 HH/L y CF de 1 000 NMP/100mL.

### 3.3 EVALUACIÓN DE LA CALIDAD FISICOQUÍMICA DEL AGUA

La evaluación de las propiedades físicas y los componentes químicos y biológicos del agua residual, a través de diversos parámetros, es fundamental para el desarrollo de proyectos relacionados con la conducción, tratamiento y reúso de aguas residuales.

Para fines de este estudio se consideraron los parámetros de calidad del agua que mayor importancia tienen cuando se trata de utilizarla para riego agrícola son aquellos elementos y componentes químicos que afectan al crecimiento de las plantas o a la permeabilidad del suelo (Mujeriego, 1990), y los que implican un riesgo a la salud del ser humano y de los animales. Cabe mencionar que los únicos parámetros considerados por la NOM-0001-ECOL-1996 son SST, DBO<sub>5</sub>, nitrógeno total y fósforo total, no obstante para este estudio se considero el rubro de descarga en suelo (uso en riego agrícola A), en el cual estos parámetros no son aplicables.

### **3.3.1 Temperatura**

La temperatura influye sobre las tasas de crecimiento biológico, las reacciones químicas la solubilidad de los contaminantes o compuestos requeridos (sólidos líquidos o gases, principalmente O<sub>2</sub>) y en el desarrollo de la vida, ya que de la temperatura depende el grado de saturación del oxígeno disuelto, la actividad biológica y el valor de saturación con carbonato de calcio. La temperatura del agua residual es generalmente, más alta que la del agua potable debido a la adición de agua caliente procedente de casas y actividades industriales (Jiménez, 2001). Dado que el calor específico del agua es mucho mayor que el del aire, las temperaturas registradas de las aguas residuales son más que la temperatura del aire durante la mayor parte del año y sólo son menores que ella durante los meses más calurosos del verano. En función de la situación geográfica, la temperatura media anual del agua residual varía entre 10 y 21°C (Metcalf & Eddy, 1996).

El valor de la temperatura se requiere para la determinación de un gran número de parámetros o propiedades del agua, tales como la alcalinidad, la conductividad, etc. (Jiménez, 2001).

En el proceso de coagulación, conforme disminuye la temperatura del agua, debe de aumentarse la dosis de productos químicos usados para coagular con objeto de asegurar la formación de floculos adecuados (Metcalf & Eddy, 1996).

### 3.3.2 pH

La evaluación del pH se emplea para caracterizar un agua, dar seguimiento a un proceso o bien, para controlar las condiciones de operación ya que la velocidad de las reacciones depende de él. El pH de los cuerpos de agua y el agua residual doméstica en general, es ligeramente alcalino por la presencia de bicarbonatos, carbonatos y metales alcalinos, (Jiménez, 2001).

La concentración de ion hidrógeno presente en el agua esta muy estrechamente relacionada con la cuantía en la que se disocian las moléculas del agua. El agua se disocia en iones hidroxilo e hidrógeno de la siguiente forma:



El pH determina en gran parte la solubilidad y disponibilidad de los nutrientes y de los compuestos tóxicos (APHA, AWWA, WEF, 1995). A pH alcalino muchos nutrientes y tóxicos son retenidos en los suelos mientras que a pH ácidos pasan fácilmente a los cultivos y al acuífero. Por lo que el efecto del pH en la productividad del suelo es indirecto y por fortuna el suelo tiene una mayor capacidad que el agua para resistir los cambios de pH.

El pH del agua residual durante la coagulación es uno de los factores más importantes que gobiernan la remoción de la materia orgánica (Semmens y Field, 1980 y Crozes *et al.*, 1995). Esta variación tiene como consecuencia que la eficiencia de la remoción de la materia orgánica sea variable.

Existen tres mecanismos de remoción de materia orgánica, los tres están referidos a la neutralización de la carga de la partícula. La neutralización de la carga es el mecanismo usado para explicar la precipitación de la materia orgánica en regiones donde el hidróxido de aluminio interactúa electrostáticamente con la materia orgánica aniónica para formar un producto insoluble de carga neutra.

El pH óptimo de coagulación para una efectiva remoción de la materia orgánica y un mínimo residuo de aluminio soluble es en un intervalo de pH entre 6.0 y 7.0. La turbidez natural

provee una fuente de sitios de nucleación para el desarrollo de los flóculos, que una vez presentados, estos flóculos actúan como sitios de adsorción para la materia orgánica soluble. Los estudios realizados por J. E. Gregor, C.J. Nokes y E. Fenton, 1997 en aguas residuales con alto contenido de turbiedad provenientes de ríos y mares muestran que los residuos de aluminio y la remoción de la materia orgánica soluble dependen de la dosis del coagulante. La remoción máxima de la materia es más eficiente con una dosis de coagulante por arriba de 2 mg/L  $Al^{3+}$ , en un intervalo de pH entre 5.5 y 6.5. La materia orgánica soluble removida a esta concentración es ligeramente dependiente del pH, sin embargo, la menor remoción de la materia orgánica fue a pH mayores.

### **3.3.3 Turbiedad**

La turbiedad es el parámetro que mide que tanto se absorbe o dispersa la luz por la materia suspendida (sedimentable y coloidal) del agua. La turbiedad que ocasiona la presencia de materia coloidal puede deberse al contenido de detergentes, jabones, emulsificantes, arcilla, limo, materia orgánica e inorgánica finamente dividida, organismos planctónicos microorganismos, etc.

Cuando la luz incide una suspensión de partículas en solución acuosa, puede ser reemitida por las partículas, en varias direcciones con la misma longitud de onda de la luz incidente y el tipo de emisión depende del tamaño de las partículas y de su forma, así como la longitud de onda de la luz incidente (Romero, 1999).

El método más utilizado para determinar la turbiedad es el método nefelométrico, midiendo la turbiedad mediante un nefelómetro y se expresan los resultados en unidades de turbiedad nefelométrica, UTN. Con este método se compara la intensidad de luz dispersada por la muestra con la intensidad de luz dispersada por una suspensión estándar de referencia bajo las mismas condiciones de medida. Entre mayor sea la intensidad de luz dispersada mayor será la turbiedad. En el método nefelométrico la turbiedad se mide mediante la determinación de la intensidad de rayo de luz reemitido, usualmente en ángulo recto con el rayo de luz incidente (Romero, 1999).

Los valores de turbiedad sirven para determinar el grado de tratamiento por una fuente de agua cruda, su grado y tasa de filtración más adecuada, la efectividad de los procesos de coagulación - sedimentación, así como para determinar la potabilidad del agua. El agua residual doméstica sin tratar tiene turbiedad entre 100 y 150 UTN (Jiménez, 2001).

#### **3.3.4 Sólidos Suspendidos Totales**

Se entiende por sólido todo el residuo que queda después de la evaporación a 103°C. En el agua residual se pueden encontrar diferentes formas de sólidos: sólidos sedimentables, sólidos suspendidos totales, sólidos disueltos. La determinación de los sólidos se emplea también para el seguimiento de procesos biológicos y fisicoquímicos, (Jiménez, 2001).

Son los sólidos retenidos al pasar agua a través de un filtro con apertura de poro de 0.45 µm y representa la fracción contaminante susceptible de ser eliminada por sedimentación, floculación o filtración. Están constituidos por partículas inorgánicas (arcillas, arenas, suelos) y orgánicas (fibras de plantas, bacterias, microorganismos, etc) (Jiménez, 2001).

En aguas limpias de manantiales sus contenidos son muy bajos, prácticamente inexistentes, mientras que en aguas turbias alcanzan valores hasta de varios miles.

En México, el agua residual proveniente del Valle de México tiene una concentración de SST entre 85 y 1300 mg/L. La forma en que afecta al campo depende de su naturaleza, la cual es muy diversa. En primer lugar su retención en la superficie del suelo produce una obstrucción, lo cual disminuye la infiltración e impide la germinación de las semillas. La deposición de los SST en las hojas inhibe la actividad fotosintética, disminuye el crecimiento y la comerciabilidad de los cultivos, tapa los aspersores y desgasta los equipos de riego. Además la materia en suspensión favorece el crecimiento de microorganismos lo que agrava los problemas anteriores. Sin embargo, su aplicación en los suelos arenosos puede ser benéfica pues mejora su estructura e incrementa la capacidad de retención de agua (Jiménez y Ramos 1997).

#### **3.3.5 Materia Orgánica**

Los compuestos orgánicos como parámetro de calidad se clasifican, por lo general, dentro de dos categorías: biodegradables o no biodegradables. La materia biodegradable, que es alimento para los microorganismos, puede estar en forma de carbohidratos, grasas, proteínas,

alcoholes, aldehídos, ésteres, así como algunos productos finales de la descomposición microbiana, siendo las más comunes proteínas (40-60%), carbohidratos (25-50%) y grasas y aceites (10%) (Jiménez, 2001 y Metcalf & Eddy, 1996). Una de las formas para medir la materia orgánica es mediante la determinación de la DQO.

### 3.3.5.1 Demanda Química de Oxígeno

La DQO es una medida de la concentración de sustancias que en agua pueden ser atacadas por un oxidante fuerte ( $K_2Cr_2O_7$ ) en altas temperaturas ( $350^\circ C$ ). La DQO no siempre guarda relación con la DBO, aunque generalmente es mayor (Jiménez, 2001), debido al mayor número de compuestos cuya oxidación tiene lugar por vía química frente a los que se oxidan por vía biológica. En muchos tipos de aguas residuales es posible establecer una relación entre los valores de DBO y la DQO. Ello puede resultar de gran utilidad dado que es posible determinar la DQO en un tiempo de 3 horas, frente a los 5 días necesarios para determinar la DBO (Metcalf & Eddy, 1996).

La reacción que ocurre durante la determinación se puede ejemplificar como:



El efecto principal de la presencia de materia orgánica en el agua es la reducción del oxígeno, el cual es requerido por los microorganismos, principalmente bacterias, para la descomposición de la misma, lo que puede dar lugar al agotamiento del oxígeno disueltos de las aguas receptoras y a la aparición de condiciones anaerobias.

### 3.3.5.2 Demanda Bioquímica de Oxígeno

La DBO es una medida de la cantidad de oxígeno que requieren los microorganismos para degradar la materia orgánica en el agua en 5 días a  $20^\circ C$ . Sólo se evalúa la demanda ejercida por la fracción carbonada, la de los sulfuros y del ion ferroso; excluye la fracción nitrogenada.

La oxidación bioquímica es un proceso lento cuya duración es, en teoría, infinita. En un período de 20 días se completa la oxidación del 95 al 99% de la materia carbonosa y en los 5 días que dura el ensayo de la DBO se llega a oxidar entre el 60 y el 70%. Se asume la

temperatura de 20°C como un valor medio representativo de temperatura que se da en los cursos de agua que circulan a baja velocidad en climas suaves y es fácilmente duplicada en un incubador.

Los resultados de la DBO se emplean para:

- a) Determinar la cantidad aproximada de oxígeno que se requerirá para estabilizar biológicamente la materia orgánica presente.
- b) Dimensionar las instalaciones de tratamiento de aguas residuales.
- c) Medir la eficacia de algunos procesos de tratamiento.
- d) Controlar el cumplimiento de las limitaciones a que están sujetos los vertidos

El agua de calidad potable puede contener una DBO promedio mensual del orden de 0.75 a 1.5 mg O<sub>2</sub>/L; en el agua residual doméstica oscila entre 200 a 300 mg O<sub>2</sub>/L y algunos efluentes industriales pueden alcanzar hasta 20,000 mg O<sub>2</sub>/L. La DBO tiene sensibilidad máxima de 2 mg/L, por ello, no es considerada como prueba de alta precisión.

### 3.3.6 Nutrientes

El nitrógeno al igual que el fósforo son esenciales para el crecimiento de protistas y plantas razón por la cual reciben el nombre de nutrientes o bioestimuladores. Trazas de otros elementos, tales como el hierro, son necesarias para el crecimiento biológico. No obstante, el nitrógeno y el fósforo son, en la mayoría de los casos, los principales elementos nutritivos (Metcalf & Eddy, 1996).

#### 3.3.6.1 Nitrógeno

Tanto en agua potable como residual existen varios compuestos con diversos estados de oxidación: nitrógeno orgánico, nitrógeno amoniacal, nitritos y nitratos.

- a) Nitrógeno orgánico: Analíticamente, el nitrógeno orgánico y el amoniacal se determinan en forma conjunta y se denomina nitrógeno total Kjeldahl (NTK): El nitrógeno orgánico se encuentra en la proteínas, en los péptidos, ácidos nucleicos,

urea y varios compuestos orgánicos. Esta presente en desechos domésticos y agrícolas (Jiménez,2001)

- b) Nitrógeno amoniacal: el amoniaco como ion amonio, es el contaminante que se encuentra con mayor frecuencia en el agua, estos existen en solución en equilibrio:



A niveles de pH superiores a 7, el equilibrio se desplaza hacia la izquierda, mientras que el ion amonio es predominante a valores de pH menor a 7. El nitrógeno amoniacal se presenta de forma natural en aguas superficiales y residuales. En acuíferos, su concentración es muy baja debido a que se adsorbe en las arcillas y que no es lixiviado de los suelos.

El  $\text{NH}_4^+$  se produce por desaminación de compuestos orgánicos nitrogenados y por hidrólisis de la urea. La concentración de nitrógeno amoniacal encontrado en aguas varía de 10  $\mu\text{g/L}$  hasta 30  $\mu\text{g/L}$  en agua residual doméstica (Jiménez; 2001).

Los principales problemas que causa el amoniaco son:

- Toxicidad para la fauna acuática cuando se encuentra en forma de amoniaco en concentraciones de unas cuantas partes por millón.
- Disminución de la efectividad de la cloración
- Consumo de oxígeno (4.57 mg  $\text{O}_2$ ) de acuerdo con:



- c) Nitrógeno oxidado: Se entiende por la suma de los nitritos y nitratos expresados como nitrógeno. Los nitratos son la forma más oxidada del nitrógeno que se puede encontrar en aguas residuales (Metcalf & Eddy, 1996), además son esenciales para los organismos autótrofos fotosintéticos y se les considera como un nutriente limitante del crecimiento (Jiménez., 2001).

Los nitritos tiene una gran importancia en el estudio de aguas residuales y contaminación de aguas, dada su gran toxicidad para gran parte de la fauna piscícola y demás especies acuáticas: Los nitritos presentes en los efluentes de aguas residuales se oxidan por adición de cloro, lo cual aumenta la cantidad de cloro a dosificar y por lo tanto el costo de la desinfección (Metcalf & Eddy, 1996).

El nitrógeno es un anión por lo que sólo el nitrato es débilmente absorbido por el suelo (que básicamente es un intercambiador de cationes) y su movimiento a través de este es prácticamente independiente de las reacciones de sorción. En consecuencia el nitrato se lixivia fácilmente y su distribución en el perfil del suelo depende de las fracciones lixiviables. Por otra parte, el amoníaco interviene normalmente en las reacciones de adsorción y desorción, de ahí que en condiciones normales, prácticamente no se lixivia (Lopera, 2001).

En el agua residual reciente el nitrógeno se halla primariamente combinado en forma de materia proteínica y urea, aunque su paso a la forma amoniacal se produce enseguida. La edad de un agua residual puede medirse en función de la proporción de amoníaco presente. En medio aerobio, la acción de las bacterias puede oxidar el nitrógeno amoniacal a nitratos y nitritos. La preponderancia de nitrógeno en forma de nitratos en el agua residual es un fiel indicador de que el residuo se ha estabilizado con respecto a la demanda de oxígeno (Metcalf & Eddy, 1996).

Generalmente la concentración de nitrógeno orgánico en el suelo es de una magnitud mayor a la del agua. La concentración y el estado de oxidación del nitrógeno dependen básicamente de sus transformaciones orgánicas en el suelo. Por ejemplo, el nitrógeno orgánico es consumido por los microorganismos y liberado cuando la materia orgánica es descompuesta. Durante la oxidación microbiológica se libera acidez cuando se atacan las formas reducidas (nitrógeno amoniacal). Como resultado, elevadas concentraciones de nitrógeno reducido puede conducir a una acidificación del suelo (Jiménez y Ramos, 1997).

El nitrógeno en el agua de riego importa por:

- Su efecto estimulante para el crecimiento de las plantas cuando se añade en exceso al requerimiento
- Su potencial de contaminar el acuífero por la lixiviación del suelo
- Su efecto estimulante para el crecimiento de algas y plantas en el fenómeno de eutrofización acelerada daña el ecosistema de los embalses y obstruye a los sistemas de riego.

En el riego agrícola la presencia del nitrógeno, generalmente, es vista como benéfica. sin embargo, concentraciones elevadas pueden provocar la obstrucción del suelo, retrasar la madurez de los cultivos y disminuir su calidad; como ocurre cuando hay hiperfertilización (Lopera, 2001).

La sensibilidad y los requerimientos de nitrógeno varía en función de la etapa de desarrollo de los cultivos: elevadas concentraciones son benéficas durante el crecimiento pero pueden disminuir la calidad o la productividad si se añade en exceso durante la floración o cuando se producen los frutos. Los cultivos a los que se les suministra mucho nitrógeno continúan creciendo después del tiempo usual con detrimento de los frutos, los cuales tardan en madurar y disminuye su contenido de azúcar. Los cultivos que crecen demasiado tienen tendencia a tener tallos menos fuertes incapaces de soportar a los frutos (Mujeriego, 1990).

#### 3.3.6.2 Fósforo

El fósforo proviene de las plantas, animales, suelos, fertilizantes, detergentes y descargas industriales. En el agua su presencia estimula el crecimiento de organismos fotosintético (Jiménez, 2001).

Las formas más frecuentes en las que se presenta el fósforo en soluciones acuosas incluyen el ortofosfato, fosfatos condensados (piro, meta y polifosfatos) y fosfatos orgánicos. Se presentan en solución, partículas o detritus, o en los cuerpos de organismos acuáticos (APHA, AWWA, WEF, 1995).

Todos los fosfatos poliméricos se hidrolizan (química o biológicamente) en agua o en compuestos más simples produciendo ortofosfatos (Jiménez, 2001).

Los ortofosfatos como el  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{HPO}_4^-$  y  $\text{H}_3\text{PO}_4$  por ejemplo, se hallan disponibles para el metabolismo biológico sin que sea precisa una ruptura posterior. Los ortofosfatos incluyen las moléculas con dos o más átomos de fósforo, átomos de oxígeno y, en determinados casos, átomos de hidrógeno combinados en moléculas complejas (Metcalf & Eddy, 1996).

Teniendo en cuenta la importancia del fósforo como nutriente, su determinación es necesaria en estudios de contaminación de ríos, lagos y embalses, así como en los procesos químicos y biológicos de purificación y tratamiento de aguas residuales (Snoeyink y Jenkins, 1999).

En general, en aguas naturales la concentración de fósforo es baja, de 0.01 a 1 mg P/L; en aguas residuales domésticas varía normalmente entre 1 y 15 mg P/L; en aguas de drenaje para riego agrícola entre 0.05 y 1 mg P/L (Lopera, 2001).

Una composición típica de las formas del fósforo en el agua residual doméstica puede ser la siguiente: ortofosfatos 5 mg P/L, tripolifosfatos 3 mg P/L, pirofosfato 1 mg P/L y fosfato orgánico menor de 1 mg P/L (Snoeyink & Jenkins, 1999 y Romero, 1999).

A su llegada al campo de riego, el fósforo contenido en el agua residual puede ser inferior al indicado anteriormente y, en general, es demasiado bajo durante el período de crecimiento inicial de las plantas como para afectar su crecimiento. Sin embargo, este aporte de fósforo se acumula gradualmente en el suelo, disminuyendo así la necesidad de aportes complementarios de este fertilizante en años sucesivos (Mujeriego, 1990).

### 3.3.7 Tamaño de partícula

El tamaño de partícula es una representación numérica del alcance físico de la partícula. Solo en el caso de una esfera perfecta el tamaño de partícula puede ser representado por una sola dimensión. Si la partícula tiene una forma regular, este tamaño puede ser descrito de manera efectiva por características de longitud (Beddow, 1980). La forma de la partícula está relacionada con su origen de la partícula y los tipos de proceso y operaciones a los cuales ha sido expuesta, tales como floculación, trituración, precipitación, o crecimiento biológico (Silverman *et al* 1971). En el agua residual las partículas tienden a ser de forma irregular (Levine *et al* 1985). Desde un punto de vista práctico, la evaluación de ambas formas y distribuciones de tamaño del agua residual es difícil, por lo tanto, la influencia de la forma es contabilizada por el uso de diámetros esféricos equivalentes y constantes empíricas.

El tamaño de partícula de un sistema difiere para cada tamaño dependiendo del autor y técnica utilizada y sobre todo en los límites inferiores y superiores medidos, sin embargo, todos coinciden en dividir a la partícula en cuatro intervalos, disuelta, coloidal, supracoloidal y

sedimentable (Tabla 3.2) (Boller, 1998; Levine *et al.*, 1985 y 1991, Munich *et al.*, 1980; Krishnappan, 1999; Tchobanoglous, 1995; Odegaard, 1998 y Adin 1998 a y b).

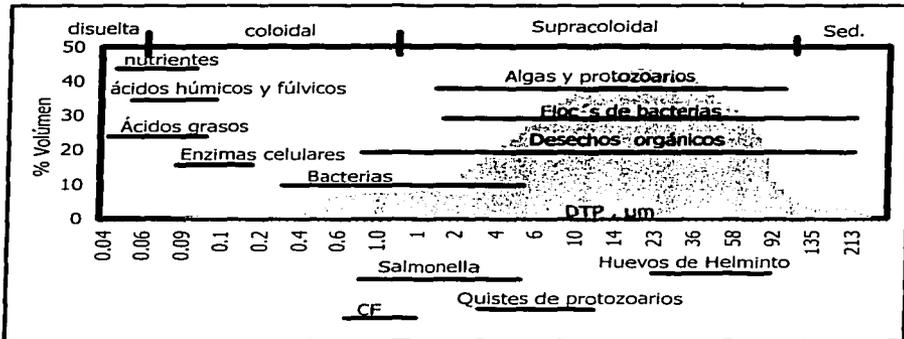
**Tabla 3.2 Clasificación de las partículas con base en su tamaño**

Clasificación	Levine, 1985 y 1991	Munich <i>et al.</i> , 1980	Boller <i>et al.</i> , 1993 y 1998
Disuelta, $\mu\text{m}$	<0.08	< 0.025	< 0.001
Coloidal, $\mu\text{m}$	0.08-1	0.025-3	0.001-1
Supracoloidal, $\mu\text{m}$	1-100	>3-106	1-100
Sedimentable, $\mu\text{m}$	> 100	> 106	>100-1500

Los parámetros comúnmente usados para caracterizar las partículas incluye: tamaño, forma y propiedades de la distribución de las mismas. Las partículas son definidas como una subunidad discreta de materia. Los tipos de partículas encontradas en el agua residual incluyen moléculas simples, así como agregados complejos de moléculas tales como células microbianas, materia animal y vegetal, arcillas y arenas. Concentraciones de sólidos suspendidos de alrededor de  $100 \text{ g/m}^3$  que representan  $10^4$  partículas/ $\text{m}^3$  de agua residual (Levine, 1985).

### 3.3.7.1 Tamaño de los contaminantes y microorganismos en el agua residual

En el agua residual el intervalo de los contaminantes de interés presentan tamaños desde menos de 0.001 hasta alrededor de  $100 \mu\text{m}$  (Figura 3.2). La materia que comprende la DBO y los sólidos suspendidos de los sedimentos municipales del agua residual es usualmente menor de  $50 \mu\text{m}$ . La fracción de la materia orgánica medida por una prueba estandarizada de sólidos suspendidos incluye protozoarios, algas, flóculos de bacterias y células simples, productos de desecho y otros fragmentos heterogéneos. La materia particulada menor de  $1.2 \mu\text{m}$  (tamaño de poro utilizado en los filtros para sólidos suspendidos), normalmente no es detectada por la prueba de sólidos suspendidos, sin embargo, algunas células bacterianas, fragmentos de células, virus y partículas inorgánicas como arcilla están en el intervalo de tamaño de  $0.1$  a  $1.2 \mu\text{m}$ . Las partículas orgánicas menores a  $0.1 \mu\text{m}$  son generalmente fragmentos de células, virus, macromoléculas y fragmentos heterogéneos. El mayor grupo de macromoléculas en el agua residual son polisacáridos, proteínas, lípidos y ácidos nucleicos.



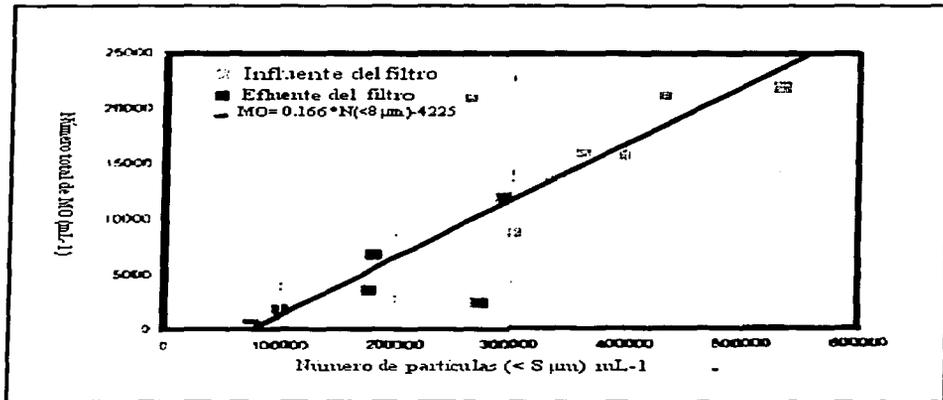
**Figura 3.1** Tamaño de partícula de contaminantes y microorganismos de interés

Estudios realizados en el agua residual cruda de la Ciudad de México han determinado que la DTP varía entre 0.04 y 310  $\mu\text{m}$  y la distribución en porcentaje de volumen para dicha agua es: 4.7 % para partículas entre 0.04 y 0.74  $\mu\text{m}$ , 4.4 % entre 0.75 y 1.5  $\mu\text{m}$ , 12.7% entre 1.5 y 5  $\mu\text{m}$ , 37 % entre 5.1 y 19  $\mu\text{m}$ , 39.4 % entre 20 y 80  $\mu\text{m}$  y 1.8 para las partículas mayores a 80  $\mu\text{m}$ , con base a estos resultados, el estudio muestra una estrecha relación entre estas y los CF y EF los cuales se encuentran entre 0.7 y 1.5  $\mu\text{m}$ , la *Salmonella spp* entre 1.5 y 5  $\mu\text{m}$  y los HH entre 20 y 80  $\mu\text{m}$ , los quistes y trofozoitos de *Gardia lamblia* de 8 a 12  $\mu\text{m}$  y de 9 a 21  $\mu\text{m}$  respectivamente y por último para los quistes y trofozoitos de *Entamoeba histolytica* de 12 a 15  $\mu\text{m}$  y de 15 a 20  $\mu\text{m}$  respectivamente (Chávez, 2002).

Respecto a la técnica de SST, tiene la desventaja de que los tamaños menores a 1.2  $\mu\text{m}$  (que incluye algunas células de bacterias, fragmentos, virus y partículas inorgánicas) no pueden ser medidos directamente por dicha técnica (debido al tamaño de poro de los filtros que se utiliza).

Con el sistema de medición de tamaño de partículas es factible realizar ciertas correlaciones entre conteo de partículas y el número total de microorganismos. De hecho Boller y Blazer en 1997 lo hicieron para algunas plantas con procesos de tratamiento biológico en Alemania. Durante el estudio se observó que una alta remoción de partículas menores a 8  $\mu\text{m}$  vino acompañado de una alta reducción de microorganismos llegando a la correlación expresada en la Figura 3.2. Por su parte Odegaard, 1992 demostró que en plantas con procesos

fisicoquímicos que remueven el 80% de la materia orgánica y 85% del fósforo total y cuyo tamaño de partícula remanente fue menor a 1 µm se obtiene una buena remoción de bacterias, virus, metales pesados y microcontaminantes orgánicos. Por su lado Lartiges *et al.*, 2001; Elvers, 1999; y Hall y Croll 1997, realizaron estudios donde relacionaron el tamaño de partícula y microorganismos (menores a las 8 µm), específicamente con quistes de *Giardia murris* (con tamaño de 3-9 µm,) y *Cryptosporidium parvum* (2 a 5 µm), microorganismos de mayor importancia sobre todo para efluentes utilizados en agua potable.



**Figura 3.2 Relación entre partículas y conteo de microorganismos, Fuente: Kobler y Boller, 1997**

### 3.3.7.2 Efecto del tamaño de partícula en el tratamiento del agua residual

Basados en estudios pasados (Levine, 1985), es sabido que la tratabilidad del agua residual y eficiencia de los procesos de tratamiento depende fuertemente de la distribución del tamaño de los contaminantes. La velocidad de sedimentación, transferencia de masa, adsorción, difusión, floculación, filtración, y reacciones bioquímicas son influenciadas por el tamaño de partícula.

Los objetivos y las especificaciones de diseño en el tratamiento de agua residual así como el desempeño son definidos comúnmente en términos de parámetros no específicos como la

DBO y sólidos suspendidos. Aún los contaminantes que pueden ser removidos del agua residual son mezclas complejas de partículas y constituyentes solubles. Aún cuando las características del agua residual han sido ampliamente investigadas, hasta ahora, no existe ningún proceso estandarizado para cuantificar la distribución del tamaño de partícula presentes en el agua residual (Levine *et al.*, 1991).

La distribución del tamaño de partícula es importante a medida que remover partículas de un tamaño dado puede depender de la remoción de otras de distinto tamaño.

El desempeño de los procesos de tratamiento químico tales como la coagulación y la desinfección también dependen del tamaño de las partículas. En diversas investigaciones se ha encontrado que las partículas mayores de 8  $\mu\text{m}$  pueden interferir en el proceso de desinfección (Berman *et al.*, 1988, Qualls *et al.*, 1983, Levine *et al.*, 1991).

La efectividad del proceso de coagulación y floculación depende de la naturaleza de los químicos usados, donde se ha observado que la demanda de coagulante aumenta con un incremento de porcentaje de partículas muy pequeñas en la suspensión (Adín, 1999; Liskó, 1997; Milligan and Loring, 1997 y Narkis and Rebhum, 1997). la efectividad del mezclado inicial y el número de colisiones entre las partículas y por las velocidades diferenciales de sedimentación. Todos estos mecanismos están relacionados con el tamaño de partícula.

La sedimentación es efectiva para la remoción de la materia mayor a 50  $\mu\text{m}$ . La remoción de materia por sedimentación depende de la velocidad de sedimentación de la partícula la cual es descrita por la ley de Stokes. El tamaño de partícula mínimo que puede ser removido por una sedimentación primaria es de alrededor de 54 a 67  $\mu\text{m}$ .

La técnica de distribución de tamaño de partícula fue empleada a mediados del año pasado como parámetro de diseño en los sistemas de filtración para agua potable en los Estados Unidos de Norteamérica con la finalidad de eliminar toda probabilidad de encontrar estos dos microorganismos en los sistemas de abastecimiento de la misma (Broadwell, 2001).

### 3.3.7.3 Importancia de la medición del tamaño de partícula

La importancia de determinar el tamaño de partícula en el agua residual antes y después del tratamiento, radica en conocer, en poco tiempo, la distribución de las partículas, esta nos permite evaluar la calidad del agua tratada así como la eficiencia del tratamiento, y por lo tanto establecer las condiciones óptimas de operación, de acuerdo al tipo de reúso del efluente. En este caso, el agua tratada se reutilizará en riego agrícola, por lo que el tamaño de partícula interfiere en los sistemas de riego, en la velocidad de filtración del agua en el suelo (Levine; 1991 y Adin; 1999).

### 3.3.7.4 Métodos y técnicas de medición

El tamaño de partícula y sus distribuciones en el agua residual pueden ser medidos por contadores electrónicos de partícula, proyecciones de ligero esparcimiento, microscopio, exploración microscópica electrónica (SEM), centrifugación, gradiente de sedimentación, filtración serial, fraccionamiento de flujo de campo y cromatografía de filtración por gel. El intervalo de tamaño sobre el cual algunas de estas técnicas analíticas pueden trabajar se muestra en la Tabla 3.3.

Las técnicas analíticas disponibles para la medición del tamaño de partícula varían en complejidad, utilidad y precio. No todas las técnicas son igual de efectivas para la caracterización de la DTP de los contaminantes del agua residual. En todos los casos, el método de muestreo, preservación y pretratamiento pueden tener un impacto significativo en los resultados de la distribución de tamaño de partícula. Por ejemplo, el retraso entre el muestreo y el análisis puede promover la sedimentación, teniendo como consecuencia la distorsión de la distribución del tamaño de partícula. La dilución y el mezclado pueden causar un rompimiento de las partículas y también causar error en la distribución.

La caracterización del tamaño de partícula puede ser complementada usando microscopía de luz o electrónica en conjunto con técnicas de análisis de imagen. La microscopía de luz puede ser usada para proveer una observación directa de las partículas para evaluar su morfología. Bajo óptimas condiciones, el tamaño mínimo que puede ser observado es de alrededor de 1  $\mu\text{m}$ . El tamaño mínimo medido usando microscopía electrónica es de 0.001  $\mu\text{m}$ .

**Tabla 3.3 Métodos de análisis de tamaño de partícula en la solución, Fuente: Allen 1980; Levine, 1991 y 1998; Lloyd, 1974; Collins *et al.*, 1975; Gregory, 1999; Groves, 1979**

Método	Tamaño, $\mu\text{m}$
Lumínicos	0.001-8000
Principio Coulter	0.5-1000
Sedimentación	0.05-100
Cromatografía	0.001-500
Mallas	> 5
Acústicos	0.01-1000
Microscopía	0.001-1000

Los contadores electrónicos de partículas pueden también ser usados para medir la distribución de las partículas en suspensión. En algunos tipos de contadores las partículas menores a 1  $\mu\text{m}$  no son detectadas. Otra desventaja de los sistemas de contabilidad electrónica es que la suspensión es bombeada a través de un orificio por lo que puede causar distorsión o un rompimiento de las partículas, particularmente en el caso de las partículas agregadas o flóculos. En comparación con la microscopía de luz, los contadores de partícula son más rápidos. Por lo tanto, el análisis del tamaño de partícula ha sido conducido como una herramienta de diagnóstico, los efectos de los cambios en los parámetros de proceso pueden ser determinados rápidamente. La mayor limitación de las técnicas de contabilidad de partículas es que las características químicas de las partículas no pueden ser determinadas directamente.

### 3.4 EVALUACIÓN DE LA CALIDAD MICROBIOLÓGICA DEL AGUA

#### 3.4.1 Organismos Patógenos

Existe una gran diversidad de organismos patógenos que se encuentran en las aguas residuales como se muestra en la Tabla 3.4, estos pueden proceder de desechos humanos o animales que estén infectados o que sean portadores de una determinada enfermedad.

Los factores que intervienen para disminuir o incrementar el número de patógenos en el agua son muy diversos, entre ellos destacan: el tipo de organismos, la luz solar, la temperatura, el pH, la salinidad, la competencia entre las especies, la depredación, la presencia de sustancias nutritivas y tóxicas, la densidad de organismos y sus características de sedimentación. El riesgo de contraer enfermedades producidas por estos patógenos se asocia con el número de estos presentes en el agua de riego, así como la cantidad del producto contaminado ingerido.

De tal modo que altas concentraciones de patógenos en el agua de riego pueden provocar la enfermedad aún cuando se consuma una escasa cantidad de producto.

**Tabla 3.4 Agentes infecciosos potencialmente presentes en el agua residual doméstica sin tratamiento**

Organismo	Enfermedad	Comentario
<b>BACTERIA</b>		
<i>Escherichia coli</i> (enteropatógena)	Gastroenteritis	Diarrea
<i>Legionella pneumophila</i>	Legionelosis	Enfermedades respiratorias agudas
<i>Leptospira</i> (150 esp)	Leptospirosis	Leptospirosis, fiebre (Enfermedad de Weil)
<i>Salmonella typhi</i>	Fiebre tifoidea	Fiebre alta, diarrea, úlceras en el intestino delgado
<i>Salmonella spp</i>	Salmonelosis	Envenenamiento de Alimentos
<i>Shigella</i>	Shigelosis	Disentería bacilar
<i>Vibrio cholerae</i>	Cólera	Diarreas extremadamente fuertes, deshidratación
<i>Yersinia enterocolitica</i>	Yersinosis	Diarrea
<b>VIRUS</b>		
Adenovirus	Enfermedades respiratorias	
Enterovirus	Gastroenteritis Anomalías cardíacas meningitis	
Hepatitis A	Hepatitis infecciosa	Leptospirosis, fiebre Vómitos
Agente Norwalk	Gastroenteritis	Vómitos
Reovirus	Gastroenteritis	
Rotavirus	Gastroenteritis	
<b>PROTOZOOS</b>		
<i>Gardia lamblia</i>	Gardiiasis	
<i>Cryptosporidium</i>	Criptosporidiosis	Diarrea
<i>Entamoeba histolytica</i>	Amebiasis	Diarreas con sangre
<b>HELMINTOS</b>		
<i>Ascaris lumbricoides</i>	Ascariasis	Infestación de gusanos
<i>Enterobius vericularis</i>	Enterobiasis	Gusanos
<i>Fasciola hepatica</i>	Fascioliasis	Gusanos
<i>Hymenolepis nana</i>	Hymenolepiasis	Tenia enana
<i>Tenia saginata</i>	Teniasis	Tenia (buey)
<i>Tenia solium</i>	Teniasis	Tenia (cerdo)
<i>Trichuris trichiura</i>	Trichuriasis	Gusanos

Fuente: Metcalf & Eddy, 1996

La NOM-001-ECOL-1996 establece como microorganismos indicadores de contaminación fecal humana a los CF así como indicadores de parásitos a los HH. En este estudio no se cuantificaron HH debido a que estudios realizados anteriormente por Tinajero *et. al.* (2002)

demonstraron que después de tratar el agua residual con un TPA se lograron remociones del 100% de HH con 300  $\mu\text{mol Al/L}$  de PAX XL 13 y con dosis menores (100 y 200  $\mu\text{mol Al/L}$ ) obtuvieron un agua tratada que cumplió con esta norma para riego no restringido (<1 HH/L). *Gardia lamblia* y *Entamoeba histolytica* son microorganismos de importancia en el Valle del Mezquital, según Cifuentes, como se mencionó en el Capítulo 2, son una de las causas de enfermedades gastrointestinales en niños menores a 4 años por lo que son considerados microorganismos patógenos de riesgo emergente, por lo cual se mencionan en este Capítulo. La *Salmonella spp* fue cuantificada ya que es una bacteria que ocupa el segundo lugar de importancia debido a su dçosis infectiva ( $10^4$  a  $10^7$  UFC/100mL).

### 3.4.2 Coliformes fecales y *Streptococos fecales*

Los CF son bacilos aerobios y anaerobios facultativos, gram negativos no esporulados capaces de producir aldehydos a partir de la fermentación de la lactosa con una producción de ácido y gas en 24 h a 45.5°C, incluye los géneros *Escherichia*, *Enterobacter* y *Klebsiella* generalmente su tamaño varía al rededor de 0.7 x 1.5  $\mu\text{m}$ . El método de filtración por membrana para el recuento de bacterias coliformes totales y fecales es muy utilizado, es un método altamente reproducible, puede usarse para analizar volúmenes de muestra relativamente grandes y se obtienen resultados en menor tiempo que con la técnica de número más probable. Los resultados de la técnica de filtros de membrana se expresa como unidades formadoras de colonias en 100mL (UFC/100mL) (Jiménez, 2001).

El número de organismos coliformes en los excrementos humanos es muy grande; la excreción diaria por habitante varía entre  $1.25 \times 10^{11}$  y  $4 \times 10^{11}$  (Romero, 1999). El grupo de CF constituye, aproximadamente, el 90% de los coliformes totales en las excretas humanas e incluye al género *Escherichia coli* y algunas cepas de patógenos, en las aguas residuales (Jiménez, 2001), la relación de organismos coliformes con organismos entéricos patógenos es muy grande, del orden de  $10^6/\text{L}$  (Romero, 1999).

También se usa como indicador de contaminación fecal el grupo EF que incluyen especies de *Streptococos* grupo D de Lancefield (*Enterococcus faecalis*, *E. faecium*, *Streptococcus equinus*, *Streptococcus. bovis*) y algunas subespecies y una especie del grupo Q (*Streptococcus avium*). El grupo *Enterococos* estaría incluido dentro de EF y comprende las

especies *Enterococcus faecalis* y *E. faecium* y sus subespecies (origen humano) y también se usa como indicador de contaminación fecal en agua. Son microorganismos muy resistentes a los tratamientos térmicos, de congelación o de desecación, y a tratamientos con detergentes y desinfectantes. Su supervivencia en ambientes libres es muy alta. Por todo ello no pueden usarse como indicadores de contaminación fecal reciente, también son útiles para determinar la eficacia de los sistemas de desinfección y de limpieza. Los estreptococos del grupo D de Lancefield pueden usarse como índices de patógenos entéricos muy resistentes, como puede ser el virus de la hepatitis A.

El hábitat normal de los EF es el intestino del hombre y los animales de sangre caliente. La identificación de las especies puede proporcionar información sobre la fuente de contaminación debido a que algunas especies son específicas de sus huéspedes; por ejemplo, una predominancia de *S. bovis* o *S. equinum* indicaría una contaminación por heces no humanas. La información de los EF es útil si se acompaña del índice de CF.

Estos dos grupos de microorganismos fueron seleccionados debido a que su manipulación es menos peligrosa para el analista debido a la poca factibilidad de utilizar directamente los patógenos por la dificultad de su manejo, tiempo de incubación y costo de análisis (Jiménez, 2001), además de que las bacterias coliformes incluyen los géneros de *Escherichia coli* y *Aerobacter* (Romero, 1999).

Las ventajas del grupo coliforme como indicador de contaminación son:

- El 95% de los CF resultan positivos en la prueba de temperatura.
- Pueden estar ausentes si la contaminación no es de origen fecal.
- Sobreviven menos tiempo que los coliformes totales por lo que si se encuentra en concentraciones altas hace suponer contaminación reciente.
- Requieren de más condiciones que los coliformes totales para reproducirse en ambiente extraintestinal. Los procedimientos del laboratorio para su cuantificación son relativamente sencillos.

Los grupos indicadores se emplean para evaluar la calidad microbiológica de aguas negras , aguas de río, de playas, aguas de suministro, agua potable, agua de riego, agua para acuicultura y para fines recreativos (APHA, AWWA, WEF, 1995).

### 3.4.3 *Salmonella spp*

El género *Salmonella spp* pertenece a la familia enterobacter e incluye a más de 2000 serotipos que infectan al hombre. Es un bacilo gram-negativo, anaerobio facultativo, móvil mediante flagelos peritricos y con dimensiones de 2.5 a 5.0  $\mu\text{m}$  de largo y 1.5 a 5.0  $\mu\text{m}$  de diámetro (Jawetz *et al.*, 1995).

La epidemiología de la salmonelosis de origen no tifoideico muestra que la principal ruta de exposición son los alimentos contaminados debido a la necesidad de un huésped (SAP, 2000). Mientras que para enfermedades tifoideicas, la principal fuente de exposición es el agua contaminada con heces fecales; ocasionalmente, se encuentra la contaminación de los alimentos o cultivos regados con aguas negras. En México los serotipos más frecuentes asociados directamente con enfermedades y brotes son *S. typhimurium* y *S. enteritidis* (Jiménez y Ramos, 1997).

El diagnóstico de la salmonelosis se basa en datos clínicos, de laboratorio y epidemiológicos (SAP, 2000). El diagnóstico clínico es difícil, ya que no es posible diferenciarla de otras causas de diarrea.

Para este tipo de bacterias entéricas la tasa de sobrevivencia está en función del contenido de la humedad del suelo (Mujeriego, 1990). En general, se encuentran de 4 a 12 microorganismos por mL en agua residual.

En comparación con otros bacilos gram-negativos, la *Salmonella spp* es relativamente más resistente a varios factores ambientales. Crecen en temperaturas entre 8 y 45  $^{\circ}\text{C}$ , son sensibles al calor y no sobreviven a temperaturas mayores de 70  $^{\circ}\text{C}$ . Son resistentes a la deshidratación por años, sobre todo en las heces, el polvo y otros materiales secos como algunos alimentos para consumo humano y animal. La Tabla 3.5 muestra la sobrevivencia para la *Salmonella spp* con mayor incidencia en el hombre.

**Tabla 3.5. Supervivencia de *Salmonella* spp (20-30°C),  
Fuente: Jiménez y Ramos, 1997**

Especie	Agua (días)	Cultivos (días)	Suelo (días)
<i>Salmonella</i> spp.	<60, pero usualmente <30	Entre 3 y más de 40 en vegetales y más de 100 en forraje	>280
<i>Salmonella typhi</i>	Desde 87 hasta 100	Desde 10 hasta 53 en vegetales	Desde 2 hasta 120

Los miembros del género *Salmonella* causan en el hombre, principalmente, tres tipos de enfermedades:

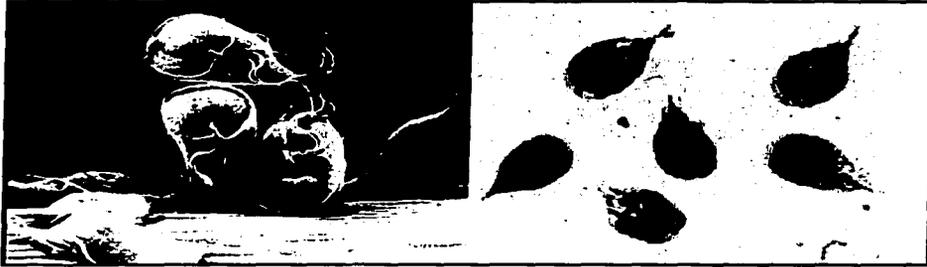
- Fiebre tifoidea o fiebres entéricas, causada por *S. typhi*, aunque también puede serlo por *S. paratyphi A, B y C*.
- Gastroenteritis, es la forma más común de la salmonelosis cuyo cuadro clínico varía desde las infecciones muy leves hasta cuadros muy severos que pueden ser mortales y que generalmente se presentan con diarrea, náuseas, vómito, sensación de malestar intenso y fiebre ocasional. La gastroenteritis es autolimitada y la causa cualquiera de los otros serotipos de *Salmonella*, algunos de ellos con mayor frecuencia que otros.
- Septicemia, seguida por infecciones localizadas que son producidas por cualquiera de los serotipos de la *Salmonella*.

#### 3.4.4 *Giardia lamblia*

La *Giardia lamblia* es un parásito que causa una enfermedad diarreica llamada gardiasis que puede transmitirse a través del contacto oral-fecal y a través del agua contaminada por las heces.

De acuerdo con el Instituto Nacional para la Alergia y las Enfermedades Infecciosas (National Institute for Allergy and Infectious Diseases, su sigla en inglés NIAID), *Giardia lamblia* es uno de los parásitos intestinales más comunes en el mundo. Este parásito causa infecciones hasta en el 20% de la población mundial, y es más predominante en los países en desarrollo, donde las infecciones están asociadas con malas condiciones sanitarias, un pobre control de la calidad del agua y el hacinamiento. El parásito *Giardia lamblia* vive en dos fases:

- Trofozoo - la forma activa dentro del cuerpo, como se muestra en la Figura 3.3



**Figura 3.3 Trofozoitos de *Giardia lamblia***

- Quistes: es la forma resistente y responsable de transmisión de la giardiasis. Ambos el quiste y el trofozoito pueden ser encontrados en las heces, los quistes son muy resistentes y pueden sobrevivir por varios meses en el agua fría (Figura 3.4).



**Figura 3.4 Quistes de *Giardia lamblia***

La infección comienza cuando se consumen los quistes a través de los alimentos o el agua contaminada. El ácido del estómago activa los quistes y se liberan los trofozoos, donde cada quiste produce dos trofozoitos, estos se unen al revestimiento del intestino delgado y se reproducen por fisión binaria longitudinal. Se forman quistes cuando los trofozoitos se encuentran en la parte más baja del intestino y en el colon, entonces pasan a las heces. En la Figura 3.5 se muestra el ciclo de este parásito.



El tiempo entre la infección y el inicio de los síntomas agudos normalmente es de una a dos semanas. Algunas personas infectadas tienen síntomas leves o ningún síntoma en absoluto.

### 3.4.5 *Entamoeba histolytica*

*Entamoeba histolytica* es un protozoo perteneciente a la familia *Sarcodina* y a la familia *Entamoebidae*. Los protozoarios pertenecientes al género *Entamoeba* poseen un núcleo vesicular y tiene un endosoma pequeño en o cerca del centro del núcleo, el citoplasma contiene una gran variedad de vacuolas alimenticias, aparentemente no poseen aparato de Golgi y mitocondrias lo cual los hace animales primitivos, también contiene cuerpos helicoidales los cuales pueden ser vistos distribuidos en el citoplasma de algunos trofozoitos, estos cuerpos son de 0.3  $\mu\text{m}$  a 1  $\mu\text{m}$  de largos y contiene hasta 40 proteínas ribonucleares los cuales se cristalizan en cuerpos cromatoideos , seguido luego del enquistamiento.

La infección por este protozoo ocurre en todo el mundo, se ha sugerido que cerca de 12% de la población mundial está infectada por este microorganismo y que aproximadamente 10% de ellos presenta manifestaciones clínicas de enfermedad. De los que presentan la enfermedad, entre 80 a 98% manifiestan afección intestinal y los restantes afección extraintestinal (PAC INFECTO, 2002).

El ciclo de vida de este protozoo incluye las siguientes fases:

- **Trofozoito:** tiene un endoplasma granulos , ectoplasma transparente, un núcleo esférico con un endosoma central, fibrillas y cromatina periferal, vacuolas con eritrocitos, no poseen cuerpos cromatoideos y se encuentran en heces que aún no se han deshidratado (diarrea) ya sea por disentería o porque el movimiento intestinal fue muy rápido y no se pudo enquistar (Figura 3.6).
- **Quiste:** el quiste contiene unas masas de RNA condensados llamadas Cuerpos cromatoideos, en este especie de ameba siempre son redondos en las puntas (Figura 3.7), estas estructuras sólo se encuentran presentes en el quiste y nunca en el trofozoito. El quiste sobrevive en el agua y los alimentos y es la forma infectante para el humano.

- Metaquiste: a medida que va madurando el quiste pasa por una serie de divisiones mitóticas formando el metaquiste o quiste maduro que contiene cuatro núcleos

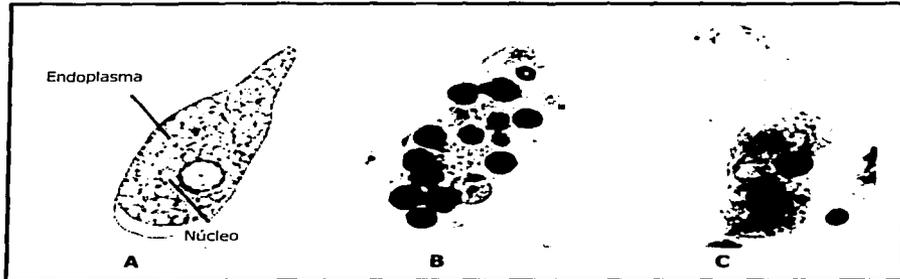


Figura 3.6 Trofozoitos de *Entamoeba histolytica*. B) trofozoito con eritrocitos



Figura 3.7 Quistes de *Entamoeba histolytica* en proceso de maduración

La infección por *Entamoeba histolytica* ocurre por la ingestión de los quistes maduros presentes en alimentos, el agua o las manos, la eclosión del quiste ocurre en el intestino delgado y los trofozoitos son liberados, estos son conducidos a través del estómago protegidos por la pared del quiste los cuales emigran hacia el íleo donde ocurre el rompimiento del quiste, el ambiente alcalino de esta región es favorable para este fenómeno, al abrirse el quiste eclosiona un organismo tetranucleado, el cual pasa por una serie de mitosis produciendo ocho organismos unicelulados conocidos como trofozoitos metacísticos que pasan hacia el intestino grueso donde se alimentan reproducen y crecen en trofozoitos, los cuales, debido a la reducción de la peristálsis, se alojan en el colon. Una gran cantidad de de trofozoitos asegura una invasión en el epitelio intestinal del colon, recto y a veces en la

parte baja del intestino delgado. El trofozoito se reproduce por fisión binaria. Esta fase es la que invade tejidos cuando hidrolizan células y absorben el producto predigerido y, al deshidratarse las heces fecales los trofozoitos reducen su tamaño al expulsar su alimento y se condensan en una esfera formando un pre-quiste, el cual comienza a secretar una membrana hialina fuerte para formar el quiste. En esta etapa aparecen dentro del quiste los cuerpos cromatoideos. Finalmente los quistes son evacuados por las heces del individuo infectado. El esquema del ciclo de vida se muestra en la Figura 3.8.

El período de incubación de la amibiasis intestinal varía de días hasta varios meses, el cual depende sobre todo de la endemidad de la infección, en aquellas regiones donde la amibiasis tiene mayor prevalencia, el período de incubación es más largo, incluso puede haber individuos portadores crónicos de *Entamoeba histolytica* a nivel intestinal que nunca desarrollan manifestaciones clínicas de enfermedad. El espectro de manifestaciones clínicas de la amibiasis intestinal va de pacientes asintomáticos hasta un cuadro severo de gran toxicidad sistémica que incluso puede ocasionar la muerte. En el desarrollo de los cuadros severos de la infección, la capacidad de *Entamoeba histolytica* de invadir los tejidos, juega un papel muy importante.

Los cuadros clínicos de la amibiasis intestinal son:

- a) Colonización asintomática
- b) Colitis amibiana aguda, es el cuadro más común, se manifiesta por dolor abdominal y evacuaciones disminuidas de consistencia acompañadas de moco y/o sangre.
- c) Colitis fulminante, la que ocurre con mayor frecuencia en niños y que se manifiesta por dolor abdominal difuso, evacuaciones diarreicas con sangre fresca abundante y fiebre.
- d) Ameboma, que se presenta como una masa intestinal que ocasiona dolor abdominal y que puede producir obstrucción del tránsito intestinal.

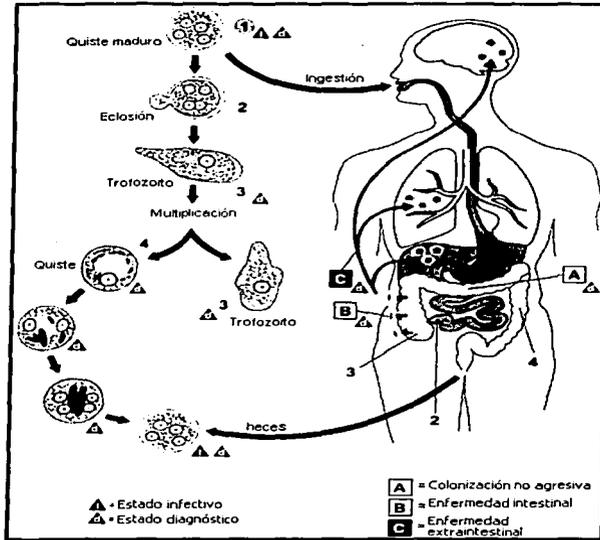
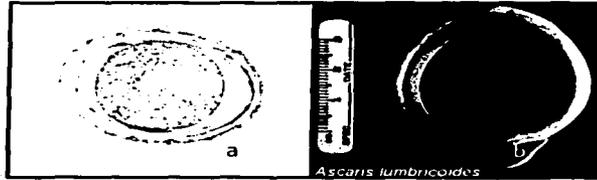


Figura 3.8 Ciclo de vida de *Entamoeba histolytica* (DDP 2002)

### 3.4.6 Helmintos

Helminto es el término general para describir lombrices parásitas. Incluye platelmintos y nemátodos; en el primer grupo, los organismos son de cuerpo plano y cubiertos con una membrana de plasma, mientras que en el segundo el cuerpo es cilíndrico y cubierto por una cutícula.

Las dimensiones de los helmintos varían de 1 mm a varios metros de longitud (Figura 3.9), poseen órganos diferenciados y sus ciclos vitales comprenden la producción de huevos o larvas infecciosas. Los huevos, que es la forma en la cual se encuentran en el agua tienen tamaños de 20 a 80  $\mu\text{m}$  (Figura 3.10), son resistentes a los cambios ambientales, muy persistentes y pueden sobrevivir a procesos de desinfección (Jiménez y Ramos, 1997).



**Figura 3.9 *Ascaris lumbricoides*, a) Huevo, b) Adulto**

En conjunto las helmintiasis intestinales son causa de muerte de alrededor de 100 000 individuos por año y producen cuadros clínicos diversos como anemia, obstrucción intestinal, prolapso rectal y diarrea (Tay *et al.*, 1991).

Las lombrices intestinales que causan las enfermedades más importantes son: *Ascaris lumbricoides*; ascariasis, *Taenia sagita*; taeniasis, *Trichuris trichiura*; trichuriasis, *Ancylostoma duodenale*; ancylostomiasis, *Necator americanus*; necatoriasis; y *Strongyloides stercoralis*; estrongiloidiasis.

En México las helmintiasis intestinales representan un importante problema de salud pública, por ejemplo, la frecuencia de infección por *Ascaris lumbricoides* varía entre 43 y 94 % en la población rural. La infección por *Trichuris trichiura* y por *Strongyloides* se han reportado hasta en un 95% y un 26% de la población respectivamente. Ambas parasitosis se asocian a desnutrición (Tay *et al.*, 1991).

Los daños mecánicos son tan numerosos como las clases de gusanos. Algunos roen la pared intestinal y provocan hemorragias, mismas que se ven intensificadas por una secreción que impide la coagulación de la sangre. Otros daños son a los tejidos, los cuales se inflaman a causa de las galerías que abren, generan tumores y excreciones carcinógenas.

Los parásitos helmínticos pueden ser transmitidos al ser humano a través de la ingestión de carne, productos agrícolas regados con agua contaminada, agua contaminada y por contacto con el suelo y heces fecales. En países con alta incidencia de helmintiasis, su presencia en el agua residual siempre ocurre. Sin embargo, los datos internacionales son escasos tanto en

países desarrollados como en los que están en vías de desarrollo a pesar de que estos últimos con frecuencia emplean las descargas para riego agrícola (Jiménez *et al.*, 1999). La Tabla 3.10 muestra el contenido de HH para algunas aguas residuales domésticas en México.

**Tabla 3.6. Cantidad de HH presentes en aguas residuales en diferentes ciudades de México, Fuente: Jiménez y Ramos, 1997**

Ciudad	Mín. (HH/L)	Máx. (HH/L)	Promedio (HH/L)
Valle de México	12	120	46
Guadalajara	35	375	94
Cancún	50	87	73
Cd. Juárez	3.4	13	5.9

Los helmintos no se reproducen en el suelo, por tanto sus huevos, que es la forma en la cual viajan en el agua, deben pasar al huésped (humanos y animales). Sin embargo, los huevecillos necesitan de una fase de aproximadamente diez días en el suelo durante los cuales la tierra o las plantas les proporcionen las condiciones especiales de temperatura y humedad para permitir el desarrollo de larvas infectantes. El tiempo de sobrevivencia del tipo de helminto más común en México, *Ascaris lumbricoides* (a temperaturas entre 20 y 30 °C), en el agua es de algunos meses, en los cultivos menos de 60 días (pero usualmente menos de 30 días) y en el suelo de algunos meses (Mujeriego, 1990).

Estos parásitos generalmente no aumentan su población dentro del mismo huésped, como lo hacen las bacterias o los protozoarios. Para aumentar la población es necesario que éste sufra nuevas infecciones procedentes del exterior.

#### **4 OBJETIVO:**

##### **4.1 OBJETIVO GENERAL**

- Estudiar el efecto que presentan los coagulantes, las dosis y los tiempos sedimentación sobre la remoción de partículas menores a 30  $\mu\text{m}$ , al tratar el agua residual doméstica del Valle de México utilizando un Tratamiento Primario Avanzado.

##### **4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Evaluar la calidad fisicoquímica y microbiológica del agua residual del Emisor Central.
- Evaluar la eficiencia de remoción de sólidos suspendidos totales, turbiedad, demanda química de oxígeno total, nitrógeno amoniacal y ortofosfato menores de 30  $\mu\text{m}$  y Coliformes fecales, *Estreptococos fecales* y *Salmonella spp* a este tipo de partículas bajo diversas condiciones de operación y como afectan al sistema de tratamiento.
- Determinar la eficiencia de remoción de Coliformes fecales, *Estreptococos fecales* y *Salmonella spp.* y su relación con el tamaño de partícula.
- Cuantificar la cantidad de nitrógeno amoniacal, ortofosfato, demanda química de oxígeno total, sólidos suspendidos totales y turbiedad para evaluarlos en función de su asociación con el tamaño de partícula.

## 5 METODOLOGÍA

### 5.1 PLANEACIÓN DE LA METODOLOGÍA EXPERIMENTAL

Se realizó una planeación de la metodología experimental para tener un mayor control de los factores así como facilitar la determinación de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos a nivel laboratorio.

Las etapas que comprenden el estudio se describen a continuación y son sintetizadas en la Figura 5.1.

**Primera etapa:** Estudio de la remoción de partículas menores a  $30\ \mu\text{m}$  y su relación con los microorganismos en base al tipo de coagulante aplicado al sistema TPA.

**Segunda etapa:** Estudio de la remoción de partículas menores a  $30\ \mu\text{m}$  y su relación con los microorganismos de acuerdo a la dosis de coagulante aplicado al sistema de TPA.

**Tercera etapa:** Estudio de la remoción de partículas menores a  $30\ \mu\text{m}$  y su relación con los microorganismos de acuerdo al tiempo de sedimentación aplicado al sistema de TPA.

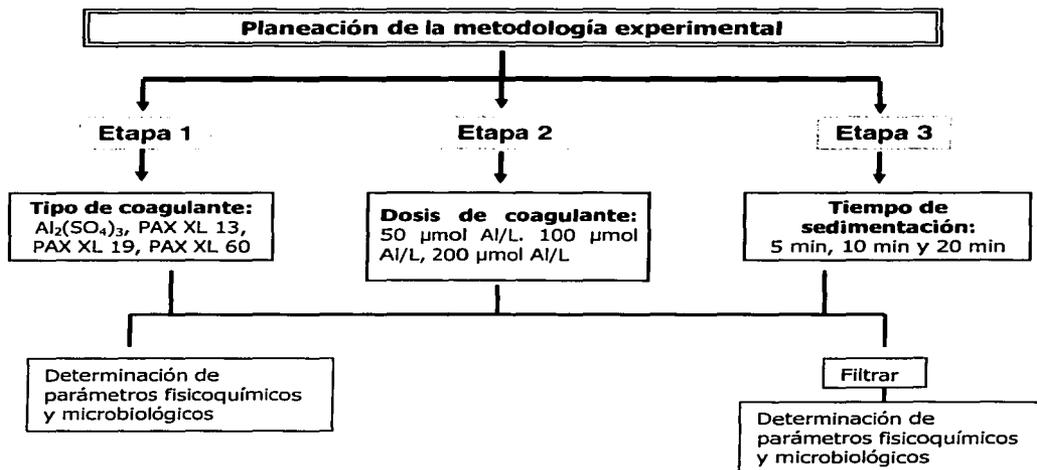


Figura 5.1 Esquemización de la metodología experimental

## 5.2 ETAPAS EXPERIMENTALES

### 5.2.1 Primera Etapa: Estudio de la remoción de partículas menores a 30 $\mu\text{m}$ y su relación con los microorganismos en base al tipo de coagulante aplicado al sistema de TPA.

En la primera etapa fue evaluado el efecto del tipo de coagulante en el TPA con una sola dosis para los cuatro tipos de coagulante (100  $\mu\text{mol Al/L}$ ); sulfato de aluminio y tres PAC's PAX XL 60, PAX XL 13 y PAX XL-19, que se caracterizan por su diversa basicidad [mediana (40%), media-alta (68%) y alta (80%) respectivamente], en tres fechas diferentes (4, 6 y 13 de marzo de 2002), de acuerdo a las variables de respuesta que fueron: la distribución de las partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  comprendidas en dos intervalos de tamaño (0.7-1.5, 1.5-5  $\mu\text{m}$ ), sólidos suspendidos totales (SST), demanda química de oxígeno (DQO), turbiedad, nitrógeno amoniacal ( $\text{N-NH}_3$ ), ortofosfato ( $\text{P-PO}_4$ ), Coliformes fecales (CF), *Streptococos* fecales (EF) y *Salmonella spp.* En la Tabla 5.1 se muestra en forma sintetizada el diseño experimental que se empleo.

**Tabla 5.1. Organización experimental de la primera etapa**

TRATAMIENTO	Repeticiones		
	4 marzo 2002	6 marzo 2002	13 marzo 2002
<b><math>\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3</math></b> dosis 100 $\mu\text{mol Al/L}$	Observación 1	Observación 2	Observación 3
<b>PAX XL 13</b> dosis 100 $\mu\text{mol Al/L}$	Observación 1	Observación 2	Observación 3
<b>PAX XL 19</b> dosis 100 $\mu\text{mol Al/L}$	Observación 1	Observación 2	Observación 3
<b>PAX XL 60</b> dosis 100 $\mu\text{mol Al/L}$	Observación 1	Observación 2	Observación 3

Cada parámetro se evaluó en términos de porcentajes de remoción para disminuir el sesgo excepto para los análisis microbiológicos en donde la remoción se calculo en unidades logarítmicas, tomando como punto de referencia las características fisicoquímicas y microbiológicas del agua residual. Una vez obtenidos los resultados, se eligió uno de los cuatro coagulantes, tomando en cuenta el que removió mayor número de partículas < a 30  $\mu\text{m}$  y presentó un efluente con las mejores características para el reúso agrícola, de acuerdo a los límites establecidos por la NOM-001-ECOL-1996 y otros parámetros de interés

### 5.2.2 Segunda etapa: Estudio de la remoción de partículas menores a 30 $\mu\text{m}$ y su relación con los microorganismos de acuerdo a la dosis de coagulante aplicado.

Se estudiaron dosis de 50, 100 y 200  $\mu\text{mol Al/L}$  de PAX XL 60, en cuyo caso se realizaron las pruebas en tres fechas diferentes (20, 25 de marzo y 1 de abril del 2002), considerando la principal variable de respuesta al cambio de distribución del tamaño de partículas (DTP), comprendidas entre 0.7-1.5  $\mu\text{m}$  y 1.5-5  $\mu\text{m}$ , adicionalmente, a cada una de los tratamientos se les determinó el contenido de Sólidos Suspendidos Totales (SST), turbiedad, DQO, CF, EF, *Salmonella spp* y la concentración de ortofosfato y nitrógeno amoniacal en cada tratamiento.

En esta etapa igualmente se evaluaron los parámetros en porcentaje de remoción y remoción en unidades logarítmicas de microorganismos, comparados con las características del agua residual cruda, de esta manera se eligió la dosis que presentó los mejores resultados para un agua destinada a reúso agrícola y de acuerdo a los límites establecidos en la normatividad mexicana. En la Tabla 5.2 se muestra en forma sintetizada el diseño experimental.

**Tabla 5.2 Organización experimental de la segunda etapa**

TRATAMIENTO	Repeticiones		
	20 marzo 2002	25 marzo 2002	1 abril 2002
<b>Dosis 1</b> 50 $\mu\text{mol Al/L}$	Observación 1	Observación 2	Observación 3
<b>Dosis 2</b> 100 $\mu\text{mol Al/L}$	Observación 1	Observación 2	Observación 3
<b>Dosis 3</b> 200 $\mu\text{mol Al/L}$	Observación 1	Observación 2	Observación 3

### 5.2.3 Tercera etapa: Estudio de la remoción de partículas menores a 30 $\mu\text{m}$ y su relación con los microorganismos de acuerdo al tiempo de sedimentación.

En ésta etapa y dado que ya se contaba con un coagulante y dosis óptima, se procedió a evaluar tiempos de sedimentación de 5, 10 y 20 minutos en tres fechas diferentes (Tabla 5.3), utilizando las mismas variables de respuesta empleadas en la primera y segunda etapa.

Así mismo se evaluaron los parámetros en porcentaje de remoción de los turbiedad, SST, P- $\text{PO}_4$ , N- $\text{NH}_3$ , DQO y la distribución de partículas con los mismos intervalos de las etapas

anteriores y remoción en unidades logarítmicas de CF, EF y *Salmonella spp*, comparados con las características del agua residual cruda, y de esta manera se eligió el tiempo de sedimentación que presentó los mejores resultados para un agua destinada a reúso agrícola y de acuerdo a los límites establecidos en la normatividad mexicana, en la Tabla 5.3 se muestra en forma sintetizada el diseño experimental.

**Tabla 5.3 Organización experimental de la tercera etapa**

TRATAMIENTO	Repeticiones		
	3 abril 2002	8 abril 2002	10 abril 2002
<b>Tiempo 1</b> 5 min	Observación 1	Observación 2	Observación 3
<b>Tiempo 2</b> 10 min	Observación 1	Observación 2	Observación 3
<b>Tiempo 3</b> 20 min	Observación 1	Observación 2	Observación 3

### 5.3 SITIO DE MUESTREO DEL AGUA RESIDUAL

Las muestras que se analizaron en este estudio fueron tomadas a la salida de uno de los drenes más importantes de la Ciudad de México, correspondiente al Emisor Central mostrada en la Figura 5.2, donde se conduce aproximadamente 20 m<sup>3</sup>/s del total del agua residual de la Zona Metropolitana del Valle de México y área conurbada.



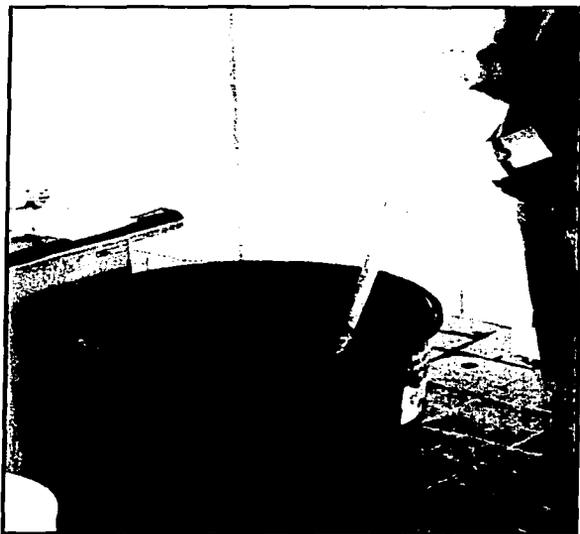
**Figura 5.2 Sitio de muestreo, Emisor Central (El Salto, Tepejé del Río, Hgo.)**

#### 5.4 MUESTREO

Se realizó un muestreo sistemático basado en la toma de muestras las cuales se llevaron a cabo los días lunes y miércoles, a las 7:00 am y en un punto fijo de muestreo (Figura 5.2).

En cada muestreo se tomó un volumen aproximado de 40 L de agua residual, los cuales fueron depositados en un recipiente de plástico, donde posteriormente se homogenizaron (Figura 5.3).

Después de homogenizar dicha agua se tomó la muestra correspondiente al ARC, para medir *in situ* el pH y la temperatura, de ahí en adelante se continuó con el proceso de homogenización y se procedió a llenar vasos de precipitado con 1 L de ARC para proseguir con la simulación del TPA.



**Figura 5.3 Homogenización de la muestra**

## 5.5 SIMULACIÓN DEL PROCESO TPA

La simulación del proceso TPA se realizó "in situ" en una serie de prueba de jarras empleando un floculador automatizado (Figura 5.4).

Durante la realización de las pruebas se siguió el siguiente procedimiento:

- Programar el equipo para los diferentes gradientes y tiempos de mezcla, tanto para la etapa de coagulación como para la floculación y sedimentación.
- Homogenizar el agua residual durante algunos minutos y vaciar 1L en cada vaso de precipitado.
- Aplicar los coagulantes durante la etapa de coagulación en distintas dosis a cada uno de los tratamientos establecidos en el estudio.
- Para ayudar al proceso de coagulación se adicionó un floculante, en este procedimiento se eligió utilizar un polieléctrolito aniónico de alto peso molecular con marca comercial Prosisfloc A252, a una concentración de 1mg/L. El polímero se agregó tres segundos antes de iniciar la agitación lenta (floculación).
- Dar un determinado tiempo de sedimentación en cada caso.



**Figura 5.4 Simulación del Tratamiento fisicoquímico**

Para realizar la conversión de revoluciones por minuto a gradientes, se utilizó la metodología establecida en Kawamura (1991) donde:

$$G = \sqrt{\frac{C_D * A * v^3}{2 * \mu * V}}$$

Con base en la fórmula quedo los siguientes valores:

$C_D$ = Coeficiente de arrastre, que deacuerdo la forma de la paleta y las condiciones de flujo fue **2.0**

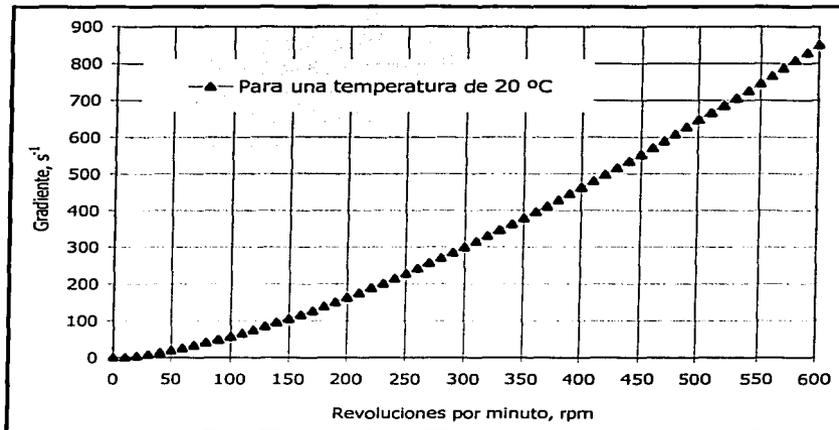
$A$ = Área transversal de las paletas:  $A = D * h = 0.05\text{m} * 0.03\text{m} = 1.5 * 10^{-3} \text{ m}^2$

$v$ = Velocidad relativa de la paleta con respecto al fluido, el cuan se encuentra en el intervalo de 0.5 a 0.75, para este caso se empleo el valor de **0.5**

$\mu$ = Viscosidad cinemática del fluido:  **$1.003 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$**

$V$ = Volumen del tanque de sedimentación:  **$1000 \text{ mL} = 1 * 10^{-3} \text{ m}^3$**

Por lo tanto  $G = 26.9 * n^{3/2}$ , donde  $n = \text{rpm}/60 \text{ s}$ , la Figura 5.4 se presenta la curva de calibración que se utilizó en el estudio.



**Figura 5.5 Curva de calibración de la velocidad del gradiente**

La Tabla 5.4 muestra los gradientes y tiempos empleados en las pruebas de jarras, para las diferentes etapas del TPA.

**Tabla 5.4 Gradientes y tiempos empleados en las pruebas de jarras**

Etapa de tratamiento	rpm	G (s <sup>-1</sup> )	Tiempo (min)
Coagulación	400	463	1
Floculación	84	45	10
Sedimentación	0	0	5

En la Tabla 5.5 se muestran los volúmenes de los coagulantes Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>, PAX XL 13, PAX XL 19 y PAX XL 60 aplicados en la simulación del TPA, de acuerdo a las dosis fijadas (50, 100 y 200 μmol Al/L).

**Tabla 5.5 Coagulantes y dosis aplicadas en las pruebas de jarras**

Dosis (μmol Al/L)	Coagulante Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> (mL) <sup>∞</sup>
50	0.81
100	1.62
200	3.24
	<b>PAX XL 13 (mL)</b>
50	0.02
100	0.04
200	0.08
	<b>PAX XL 19 (mL)</b>
50	0.008
100	0.016
200	0.032
	<b>PAX XL 60 (mL)</b>
50	0.015
100	0.03
200	0.06

<sup>∞</sup> ANEXO I (Preparación de la solución stock)

## 5.6 OBSERVACIONES DE CAMPO

Se preparó una bitácora con un formato en donde se registraron las muestras con sus respectivas claves y los diferentes parámetros que fueron tomados *in situ* (pH temperatura,

turbiedad) y en el laboratorio, además de información como el lugar, fecha y hora del muestreo, incluyendo otras observaciones relacionadas con el desarrollo de las pruebas y su respectivo análisis.

### **5.7 TOMA Y CONSERVACIÓN DE MUESTRAS PARA LA EVALUACIÓN DE PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS**

Uno de los principales puntos que se cuidó en todo el estudio fue la toma y conservación de la muestra, ya que, la manera como se realice ésta dependen de la calidad de los resultados, sobre todo, en la DTP en cada tratamiento.

Después de realizar los tratamientos 2 L de cada muestra se pasó por un filtro de 30  $\mu\text{m}$  de poro, por lo que se obtuvieron, tanto del agua residual como del agua tratada, dos tipos de muestras:

- a) sin filtrar: este tipo de muestra nos permitió contabilizar los microorganismos, contaminantes y nutrientes respecto al total de las partículas contenidas en el agua residual cruda y tratada.
- b) Filtradas: este tipo de muestra nos permitió contabilizar microorganismos asociados a partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  y contaminantes y nutrientes menores a 30  $\mu\text{m}$ .

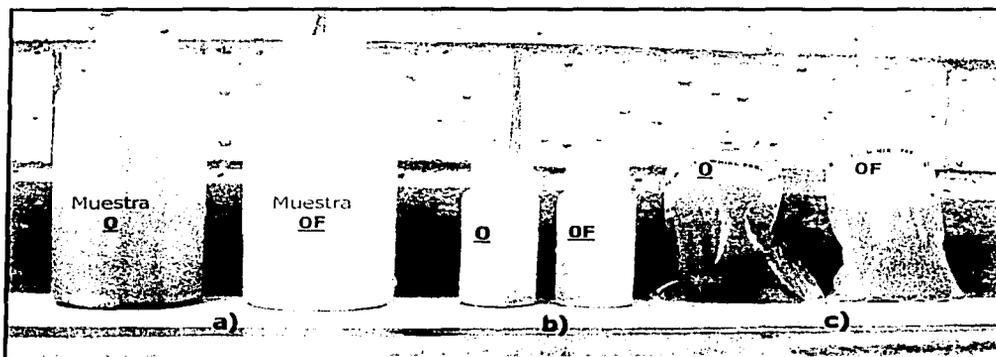
Al finalizar cada tratamiento se tomó 250 mL de agua tratada sin filtrar y 1L de agua tratada filtrada para analizar su contenido de tamaño de partícula, ortofosfato, SST y Turbiedad, en envases con la misma capacidad previamente lavados y etiquetados (Figura 5.6a), de las botellas de 250 mL se tomó muestra para medir *in situ* la turbiedad; terminando la determinación se regresaba la muestra a la botella. Una vez colectada la muestra y terminando las determinaciones *in situ*, se añadió 300  $\mu\text{L}$  de formaldehído al 37% por cada 100 mL de agua (residual o tratada), esto se hizo con el fin de preservar las muestras y garantizar que el resultado analítico representara la composición real, principalmente el tamaño de partícula y el contenido de fósforo presente en las muestras.

En envases con capacidad de 60 mL (Figura 5.6b) se colectaron aproximadamente 50 mL de muestra sin filtrar y filtrada, para analizar su contenido de nitrógeno amoniacal y DQO<sub>t</sub>. a estas muestras no se les adicionó formaldehído.

## 5.8 TOMA DE MUESTRAS PARA ANÁLISIS MICROBIOLÓGICOS

La recolección de agua para las pruebas de CF, EF y *Salmonella spp* se emplearon bolsas plásticas estériles que contienen una pastilla de tiosulfato (Figura 5.6c), al igual que para el análisis fisicoquímico, las muestras se dividieron en filtradas y no filtradas, de cada uno se recolectó 100 mL y se colocaron en su respectiva bolsa, previamente etiquetada. La determinación sólo se realizaba una vez por condición cada día de muestreo para cada microorganismo.

Todos los envases y bolsas que contenían a las muestras fueron transportados en una hielera, manteniendo una temperatura de 4 °C para su posterior análisis en laboratorio del Instituto de Ingeniería en Ciudad Universitaria (85 km de distancia ).



**Figura 5.6 Envases utilizados en el muestreo para determinación de los parámetros de distribución de tamaño de partícula, fisicoquímicos y microbiológicos.**

## 5.9 MÉTODOS Y TÉCNICAS DE ANÁLISIS

Los métodos y técnicas utilizados para la determinación de los parámetros realizados tanto en el agua residual como en el agua tratada son los mostrados en la Tabla 5.6

Tabla 5.6 Métodos y técnicas para la determinación de parámetros de evaluación.

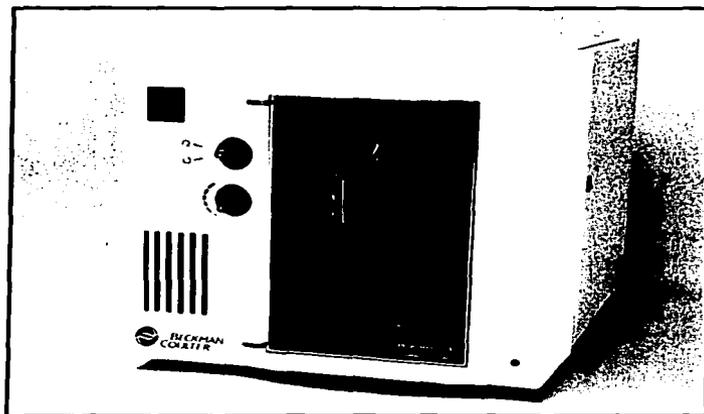
Parámetro	Método	Técnica
Fisicoquímicos		
SST	Gravimétrico	*2540D
Turbiedad	Nefelométrico	*2130B
Temperatura	Termómetro	*2550B
pH	Potenciómetro	*4500-HB
N-NH <sub>3</sub>	Colorimétrico	Salicilato, HACH (*4500-NORGB)
P-PO <sub>4</sub>	Colorimétrico	Molibdeno-vanadio, HACH (*4500-PC)
Microbiológicos		
Coliformes fecales	Cuenta directa en membrana	NMX-AA-042-87
<i>Salmonella spp</i>	Cuenta directa en membrana	NMX-AA-042-87
<i>Streptococcus fecalis</i>	Cuenta directa en membrana	NMX-AA-042-87

\*APHA, AWWA, WEF, 1995,

Como se observa la mayoría de ellos se siguieron de acuerdo a la APHA, AWWA, WEF y la normatividad mexicana

### 5.9.1 Determinación de la distribución del tamaño de partícula

Para el conteo de tamaño de partícula, número y distribución (DTP), se utilizó un Coulter Counter ® Multisizer™ III equipado con un tubo de 30 µm. Las partículas que se analizaron y cuantificaron fueron partículas menores a 25 µm, estudiadas en los intervalos: 0.7-<1.5, 0.7-<5, 5-<14, 14-<18 µm; tamaño de los CF, EF, *Salmonella spp.* *Giardia lamblia* y *Entamoeba histolytica* respectivamente. Se agregó de 2 a 5 mL de muestra (de acuerdo a la calidad del efluente), hasta alcanzar una concentración del 5% al 10 % en 100 mL de solución electrolítica. La solución electrolítica empleada fue ISOTON II (basada en 0.9% de sales), la cual se filtró previamente a través de una membrana de 0.45 µm. Para examinar el tamaño de partículas, se analizaron 100 µL de la muestra, repitiendo el conteo de partículas, para cada intervalo, 5 veces por muestra. El tamaño de partícula de cada muestra se determinó entre 3 y 8 h después del tratamiento.



**Figura 5.7** Contador de Partículas Coulter Multisizer III

ESTA TESIS NO SALE  
DE LA BIBLIOTECA

## 6 RESULTADOS Y ANÁLISIS

### 6.1 CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL

El agua residual proveniente del Valle de México que desemboca en el Emisor Central durante la etapa experimental presentó las características mostradas en la Tabla 6.1.

**Tabla 6.1 Caracterización del agua residual en el Emisor Central**

Parámetro	Partículas <30 µm (%)	Partículas >30 µm (%)	Concentración	D.S.	Máx	mín
<b>Turbiedad (UNT)</b>	46	54	194	53	320	144
<b>SST (mg/L)</b>	22	78	226	89	466	160
<b>DQO<sub>t</sub> (mg/L)</b>	69	31	605	81	807	523
<b>P-PO<sub>4</sub> (mg/L)</b>	78	22	11	3	16	8
<b>N-NH<sub>3</sub> (mg/L)</b>	95	5	34	3	38	30
<b>Coliformes fecales (UFC/100 mL)</b>	93	7	3.63X10 <sup>7</sup>			
<b>Número de partículas/m<sup>3</sup></b>	60	40	6.85X10 <sup>12</sup>	2.5X10 <sup>13</sup>	6.14X10 <sup>13</sup>	4.3X10 <sup>9</sup>
<b>Estreptococos fecales (UFC/100 mL)</b>	96	4	1.2X10 <sup>5</sup>			
<b>Salmonella spp. (UFC/100 mL)</b>	14	86	1.53X10 <sup>7</sup>			

#### 6.1.1 Caracterización fisicoquímica del agua residual del Emisor Central

De los resultados obtenidos se encontró que la turbiedad tuvo una concentración de 194 UNT de los cuales se estableció que las partículas mayores a 30 µm fueron las responsables de aportar el 54% de la turbiedad presente, mientras que las partículas con tamaños menores a 30 µm proporcionaron el resto (46%). Para el caso de los SST cuya concentración fue de 226 mg/L, se determinó que son las partículas mayores a 30 µm las responsables de aportar el 78% del contenido de estos, y solo el 22% se debió a partículas menores a 30 µm, bajo estas circunstancias se puede asegurar que para mejorar el proceso y remover estos dos parámetros es más importante la remoción de partículas mayores a 30 µm.

Respecto al contenido de nitrógeno y fósforo (34 y 11 mg/L respectivamente) se determinó que las partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  presentes en el agua residual fueron las que aportaron el mayor contenido de nutrientes presentes, es decir, este tipo de partículas tendrían importancia si el propósito fuera remover estos parámetros, no obstante, es importante determinar la relación que existe entre el tamaño de partícula y los nutrientes, ya que investigaciones realizadas por Thiem (1999) mencionan que el fósforo y el nitrógeno están relacionados con partículas menores a 0.1  $\mu\text{m}$ , de aquí que en la caracterización del agua residual del Emisor Central el 78 y 95% de ortofosfato y nitrógeno amoniacal respectivamente correspondan a partículas menores de 30  $\mu\text{m}$ .

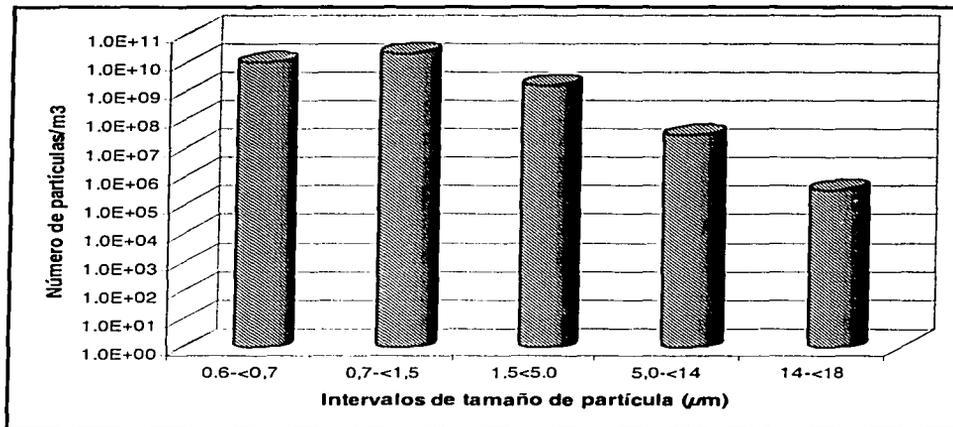
### **6.1.2 Caracterización microbiológica y tamaño de partícula del agua residual del Emisor Central**

La Tabla 6.1 presenta los resultados promedio del contenido microbiológico; las partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  estuvieron asociadas hasta en un 96% con los CF y EF, lo que significa que estos microorganismos estuvieron presentes en el intervalo de tamaño coloidal y supracoloidal, por lo que será necesario disminuir el contenido de este tipo de partículas, mientras que la *Salmonella spp* estuvo asociada en un 86% con partículas mayores a 30  $\mu\text{m}$ , se observa además que, el agua residual presentó un alto contenido de microorganismos, desde  $10^5$  hasta  $10^7$  UFC/100 mL, así como del número de partículas por  $\text{m}^3$ , de las cuales el 60% fueron partículas menores a 30  $\mu\text{m}$ , tomando en cuenta que, en un  $\text{m}^3$  de agua residual se encontraron  $6.85 \times 10^{12}$  número de partículas, esto da una idea de la gran capacidad de tratamiento que debe tener el sistema para reducir este tipo de partículas si se quiere asegurar que el agua tratada este libre de estos microorganismos.

Las asociaciones de los microorganismos con partículas coloidales, se debe a que estas les proporcionan su fuente de carbono, que pueden ser de acuerdo con las sustancias orgánicas presentes en el agua residual, proteínas (40-60%), carbohidratos (25-50%), grasa y aceites (10%) (Metcalf y Eddy; 1995) y en su defecto los productos de degradación de estas estructuras, que puedan ser aprovechadas por los microorganismos. La asociación que se presenta principalmente es con los carbohidratos, de su estructura más simple (monosacáridos) hasta las más complejas

(polisacáridos), siendo los monosacáridos la estructura más fácil de asimilar por la mayoría de las bacterias.

La distribución del tamaño de partícula para el agua residual se estudió en un intervalo de 0.6 a 18  $\mu\text{m}$ , como se muestra en la Figura 6.1, el agua residual estuvo constituida mayoritariamente por partículas menores a 5  $\mu\text{m}$  (99.2%), destacando que el intervalo entre 0.7 y 1.5  $\mu\text{m}$  presentó la mayor concentración ( $10^{10}$ ), intervalo de interés en nuestro estudio, ya que los CF por su tamaño estarán presentes con mayor probabilidad. Como es de esperarse a medida que aumenta el tamaño se reduce el número de partículas presentes en el agua residual.



**Figura 6.1 Distribución del Tamaño de Partícula del agua residual con respecto a partículas menores a 30  $\mu\text{m}$**

Una de las limitantes de algunos procesos de tratamiento de agua residual es su poca eficiencia para reducir las partículas menores a 30  $\mu\text{m}$ , ya que estas al formar parte de la materia supracoloidal y coloidal, presentan resistencia a flocular con partículas de mayor tamaño con masa suficiente para sedimentar, debido a que la carga superficial de la materia coloidal menor a 30  $\mu\text{m}$  no se logra desestabilizar con los coagulantes empleados en su totalidad, disminuyendo de esta manera la remoción de este tipo de

partículas durante el tratamiento, ya que, siguiendo la ley de Stoke la velocidad de sedimentación de las partículas dependerá de la gravedad, de la densidad del fluido, de la partícula y del diámetro que presente, lo que nos indica que las partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  no floculan y por lo tanto no podrán sedimentar debido a su tamaño y a su estabilidad dentro del sistema coloidal (Metcalf y Eddy 1995), por otro lado en el proceso fisicoquímico se deberá llegar a establecer las condiciones óptimas con las cuales se logre una mayor desestabilización y floculación de las de las partículas, ayudados de la DTP presente en el caso. De aquí la importancia de estudiar dicho comportamiento para las partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  durante el TPA, ya que este tamaño resulta el más crítico durante la etapa de coagulación y floculación, de acuerdo con lo previamente analizado.

## **6.2 CARACTERIZACIÓN DEL AGUA TRATADA GENERADA CON DIFERENTES COAGULANTES**

La Tabla 6.2 contiene los resultados remanentes para cada uno de los parámetros evaluados durante el tratamiento del agua residual destinada para riego agrícola a través de un proceso fisicoquímico tipo TPA donde se probaron diversos coagulantes, así como el porcentaje de partículas menores y mayores a 30  $\mu\text{m}$  por las que el agua residual tratada estuvo constituida.

### **6.2.1 Remoción de microorganismos con diferentes coagulantes**

En el caso de la remoción de los microorganismos con PAX XL 60,  $\text{Al}_2(\text{SO}_3)_4$  y PAX XL 13 se obtuvieron concentraciones remanentes de  $10^7$  UFC/100 mL de CF, las cuales fueron logradas al remover de 0.49, 0.52 y 0.56 unidades logarítmicas respectivamente, para el caso de PAX XL 19 se obtuvo una concentración remanente de  $10^6$  UFC/100 mL con 0.67 unidades logarítmicas de remoción lo que nos muestra que fue el mejor coagulante empleado durante el tratamiento para la remoción de este parámetro. La remoción de CF cuando el agua residual se sometió a un proceso de tratamiento tipo TPA, se observó que esta dependió del tipo de coagulante aplicado, sin embargo, para los cuatro coagulantes aplicados difícilmente se removió más de una unidad logarítmica.

La concentración remanente fue asociada con partículas mayores y menores a 30  $\mu\text{m}$ , esta clasificación nos permitió evaluar el efecto del tratamiento aplicado para remover microorganismos, observando de esta manera que en el agua tratada con PAX XL 19 la mayor parte de los CF remanentes se encontraron asociados a partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  con un 92% y sólo un 8% a partículas mayores a 30  $\mu\text{m}$ , lo que indica que el tratamiento con este coagulante fue efectivo en la remoción de partículas mayores a 30  $\mu\text{m}$ . En el agua tratada con  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  y PAX XL 13 estos microorganismos se asociaron en un 85 y 83% respectivamente, con partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  y el resto a partículas mayores a 30  $\mu\text{m}$ . Cuando se utilizó PAX XL 60, el agua tratada no presentó el mismo comportamiento ya que la concentración remanente de CF estuvo asociada en un 42% con partículas mayores a 30  $\mu\text{m}$  y el resto a partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  (Tabla 6.2), observándose que este coagulante permitió durante el tratamiento fisicoquímico (TPA) una mejor remoción de las partículas mayores a 30  $\mu\text{m}$  asociadas a los CF.

**Tabla 6.2 Caracterización de agua tratada generada con diferentes coagulantes con dosis de 100  $\mu\text{mol Al/L}$**

Coagulantes	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$			PAX XL-13		
	Concentración	% <30 $\mu\text{m}$	% >30 $\mu\text{m}$	Concentración	% <30 $\mu\text{m}$	% >30 $\mu\text{m}$
Turbiedad (UNT)	45	89	11	38,5	95	5
SST (mg/L)	48	34	66	29,5	68	32
DQO <sub>4</sub> (mg/L)	384	91	9	387	94	8
P-PO <sub>4</sub> (mg/L)	7	87	13	9	57,5	42,5
N-NH <sub>3</sub> (mg/L)	34,5	97	3	33	96	4
Número de partículas/m <sup>3</sup> de ART*	2.03x10 <sup>10</sup>	92	8	2.04x10 <sup>10</sup>	98	2
CF (UFC/100mL)	1.2x10 <sup>7</sup>	85	15	1.1x10 <sup>7</sup>	83	17
EF (UFC/100mL)	1x10 <sup>5</sup>	93	7	1x10 <sup>5</sup>	86	14
Salmonella spp (UFC/100mL)	2x10 <sup>6</sup>	44	56	1.3x10 <sup>6</sup>	21	79
Coagulante	PAX XL-19			PAX XL-60		
	Concentración	% <30 $\mu\text{m}$	% >30 $\mu\text{m}$	Concentración	% <30 $\mu\text{m}$	% >30 $\mu\text{m}$
Turbiedad (UNT)	38	73,5	26,5	28	89	11
SST (mg/L)	25,5	46	54	19	79	21
DQO <sub>4</sub> (mg/L)	367	91	9	350	94	6
P-PO <sub>4</sub> (mg/L)	7	98	2	8	96	4
N-NH <sub>3</sub> (mg/L)	34	97	3	33	99	1
Número de partículas/m <sup>3</sup> de ART*	2.08x10 <sup>10</sup>	96	4	1.81x10 <sup>10</sup>	98	2
CF (UFC/100mL)	8.6x10 <sup>6</sup>	92	8	1.3x10 <sup>7</sup>	58	42
EF (UFC/100mL)	8.6x10 <sup>4</sup>	98	2	7x10 <sup>4</sup>	99,5	0,5
Salmonella spp (UFC/100mL)	6.1x10 <sup>5</sup>	76	24	2x10 <sup>5</sup>	100	0

Para *Salmonella spp* el tratamiento con PAX XL 60 presentó una remoción de 1.4 unidades logarítmicas, lo que dio como resultado una concentración remanente de  $2 \times 10^5$  UFC/100 mL, la cual estuvo asociada en un 100% por partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  en el agua tratada generada con PAX XL 60, indicando que el tratamiento con este coagulante fue eficiente en la remoción de este microorganismo asociado a partículas mayores de 30  $\mu\text{m}$  (Tabla 6.2), para PAX XL 19 se removieron 0.9 unidades logarítmicas, dando como resultado un remanente de  $10^5$  UFC/100 mL, del cual 76% se asoció con partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  y el resto por partículas mayores a 30  $\mu\text{m}$  (24%), en los tratamientos con  $\text{Al}_2(\text{SO}_3)_4$  y PAX XL 13 se removieron en solo 0.6 y 0.4 unidades logarítmicas respectivamente, obteniendo una concentración remanente de  $10^6$  UFC/100 mL esta se relacionó con partículas mayores a 30  $\mu\text{m}$  en un 56% para  $\text{Al}_2(\text{SO}_3)_4$  y 79 % para PAX XL 13 (Tabla 6.2). En los dos últimos casos el porcentaje de partículas mayores a 30  $\mu\text{m}$  fue elevado lo que y nos indica que con base a estos parámetros las condiciones de operación evaluadas no son las mejores para remoción de este microorganismo.

### 6.2.2 Remoción de parámetros fisicoquímicos con diferentes coagulantes

Durante el estudio se determinó que existió una asociación entre los SST y la turbiedad, se observó que PAX XL 60 fue el mejor coagulante en la remoción de ambos parámetros, seguido de PAX XL 19, PAX XL 13 y por último  $\text{Al}_2(\text{SO}_3)_4$ . Para PAX XL 60 se obtuvieron remociones del 83 (SST) y 90.5% (turbiedad), logrando concentraciones remanentes de 19 mg/L de SST y 28 UNT de turbiedad, en el agua tratada, la concentración remanente de la turbiedad y de los SST estuvo constituida en un 89 % y 79% respectivamente por partículas menores a 30  $\mu\text{m}$ . Con PAX XL 19 se lograron remociones de 77% para turbiedad (38 UNT) y 61.5 % de SST (25.5mg/L) y la concentración remanente se conformo en un 73.5 % y 46 % respectivamente, por partículas menores a 30  $\mu\text{m}$ . Con PAX XL 13 se removió el 76.5 % de la turbiedad y el 84.5 % de los SST lo que correspondió a una concentración de 38.5 UNT de turbiedad y 29.5 mg/L de SST, el 95% y el 68% de la concentración de turbiedad y SST respectivamente fueron partículas menores a 30  $\mu\text{m}$ . Por último se encontró que, el tratamiento con  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  removió la turbiedad en un 73 % y los SST en un 76 %,

generando un agua tratada con 45 UNT y 48 mg/L de SST, constituidas en un 89 y 34 % respectivamente por partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  (Tabla 6.2).

Respecto a la  $\text{DQO}_t$  la mejor remoción fue con PAX XL 60 (42%) lo que correspondió a tener en el agua tratada una concentración remanente de 350 mg/L; PAX XL 19 removió 40% generando una concentración de 367 mg/L; mientras que con PAX XL 13 se removió el 36%, por lo que en el agua tratada se cuantificaron 387 mg/L de concentración remanente y por último el  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  solo alcanzó a remover el 37%, lo que dio como resultado una concentración remanente de 384 mg/L. Los cuatro coagulantes aplicados durante el tratamiento son satisfactorios en la remoción de éste parámetro, debido a que en todos los casos el agua tratada estuvo constituida en más del 90% por partículas menores a 30  $\mu\text{m}$ , es decir, que el tipo de coagulante en el TPA no favoreció la remoción de este tipo de partículas (Tabla 6.2).

### 6.2.3 Remoción de nutrientes con diferentes coagulantes

La conservación de los nutrientes es importante cuando el reúso del agua se destina a riego agrícola. De acuerdo con esto el  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  sólo removió el 7% de nitrógeno amoniacal dando como resultado una concentración remanente de 34.5 mg/L. Con PAX XL 19 se removió el 7.5% de nitrógeno amoniacal, conservándose en el agua tratada 34 mg/L. Para PAX XL 13 la remoción fue del 10 %, lo que correspondió a tener 33 mg/L de nitrógeno amoniacal en el agua tratada, en el caso del PAX XL 60 se removió 11 % de nitrógeno amoniacal lo que correspondió a tener en el agua tratada 33 mg/L, (Tabla 6.2). El porcentaje de nitrógeno amoniacal correspondiente a partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  fue desde el 96 hasta el 99% en el agua tratada y prácticamente la concentración es la misma en los cuatro casos estudiados (Tabla 6.2), por lo que la remoción del nitrógeno amoniacal no dependió del tipo de coagulante aplicado, sino de la capacidad que tiene el proceso de TPA para removerlo.

En un proceso fisicoquímico la remoción del ortofosfato dependió del tipo de coagulante y en este caso de la constitución del agua tratada en tamaño de partícula, por lo que fue removido en mayor proporción con PAX XL 13 (basicidad media alta) alcanzando 22%, por lo que en el agua tratada se cuantificaron 9 mg/L de los cuales el 57% fueron

partículas menores a 30  $\mu\text{m}$ ; el PAX XL 60 alcanzó a remover el 29%, conservándose en el agua tratada 8 mg/L de los cuales las partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  fueron las responsables de proporcionar el 96% de este contenido. Los coagulantes que removieron en mayor proporción el ortofosfato fueron PAX XL 19 y  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  alcanzando 37 y 38 % de remoción por lo que la concentración en el agua tratada en ambos casos fue de 7 mg/L, sin embargo, con PAX XL 19 la concentración remanente estuvo constituida por el 98% de partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  y con  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  el 87% (Tabla 6.2).

#### 6.2.4 Efecto de la remoción de partículas menores a 30 $\mu\text{m}$ de acuerdo al tipo de coagulante aplicado

##### 6.2.4.1 Remoción de microorganismos asociados a partículas menores de 30 $\mu\text{m}$ con diferentes coagulantes

En la Figura 6.2 se observa el comportamiento de remoción de CF y tamaño de partícula durante el tratamiento con los diferentes coagulantes, encontrando que, con excepción del  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ , ambos parámetros, presentaron una tendencia similar en su remoción. El porcentaje de partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  asociadas a CF fue de 46%, del cual la máxima remoción fue con PAX XL 60 alcanzando solo 0.2 unidades logarítmicas, seguido de PAX XL 19, PAX XL 13 con 0.1 unidades logarítmicas y  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  con 0.03 unidades logarítmicas (Figura 6.3).

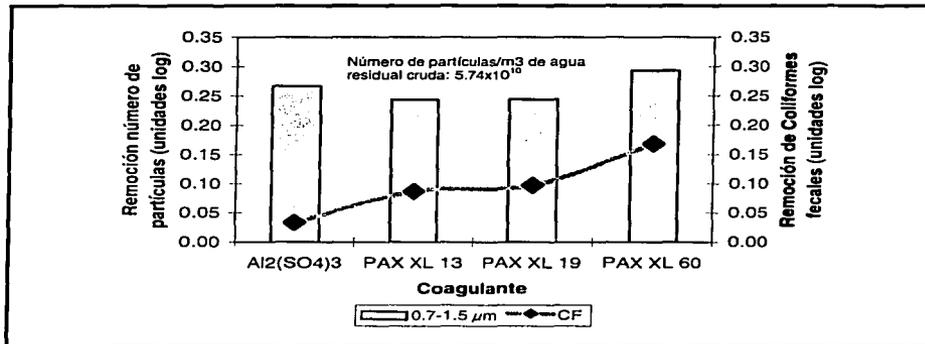
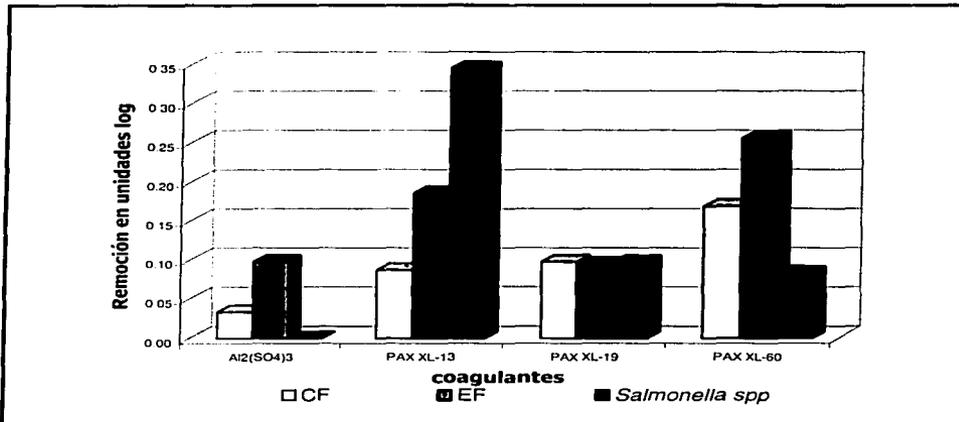


Figura 6.2 Remoción de Coliformes fecales asociados a partículas menores de 30  $\mu\text{m}$  y tamaño de partícula con diferentes coagulantes

Para EF el porcentaje asociado a partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  fue de 96%, del cual, la máxima remoción fue de 0.25 unidades logarítmicas con PAX XL 60, seguida por PAX XL 13 con 0.2 unidades logarítmicas, con  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  y PAX XL 19 con 0.1 unidades logarítmicas

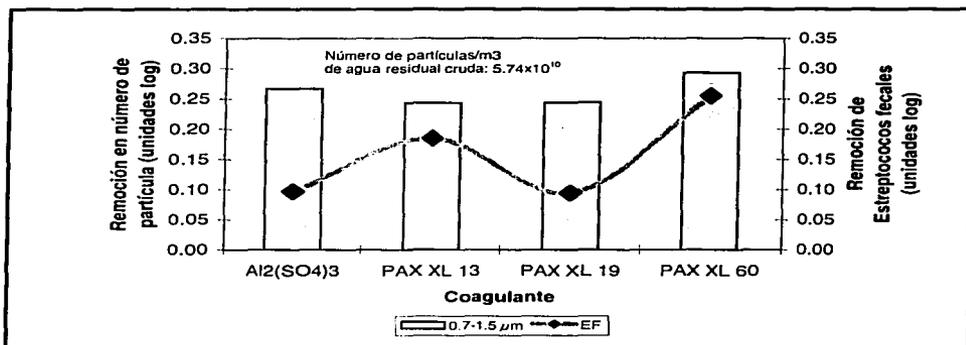


**Figura 6.3 Remoción de microorganismos asociados a partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  con diferentes coagulantes**

(Figura 6.3) Como se observa en ambos parámetros las remociones son casi despreciables debido a que ningún coagulante probado logró satisfactoriamente desestabilizar el sistema. Los EF y tamaño de partícula solo presentó una tendencia similar en su remoción con PAX XL 13 y PAX XL 60, con  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  y PAX XL 19 no se presentaron la misma tendencia de remoción (Figura 6.4), esto pudo deberse a la dispersión de los EF en la muestra a cuantificar y su asociación a partículas de otro intervalo de tamaño de partícula.

Comparando los resultados de CF y EF con los obtenidos por el contador de partícula para el intervalo de 0.7 a 1.5  $\mu\text{m}$ , se observó que este intervalo, fue removido 0.3 unidades logarítmicas con PAX XL 60, 0.24 unidades logarítmicas con PAX XL 19 y PAX XL 13 y 0.27 unidades logarítmicas con  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ .

Las remociones de microorganismos y partícula fueron muy pequeñas, considerándose casi despreciables, debido a que en ninguno de los casos se alcanzó a remover una unidad logarítmica; a pesar de ello, se pudo observar el comportamiento de remoción de partículas menores a  $18 \mu\text{m}$  y microorganismos respecto al tipo de coagulante y las condiciones de operación establecidas durante el estudio (gradientes, dosis de floculante y tiempo de sedimentación).



**Figura 6.4 Remoción de Estreptococos fecales asociados a partículas menores a  $30 \mu\text{m}$  y tamaño de partícula con diferentes coagulantes**

La presencia de CF en el agua residual cruda y tratada se considera como indicador de contaminación fecal, así como de la presencia de otros microorganismos patógenos, mientras que la ausencia evidencia que el agua está libre de microorganismos patógenos, constituyéndose entonces, en un parámetro de gran importancia para la evaluación del desempeño de un sistema tipo TPA.

De acuerdo con la NOM-001-ECOL-1996 el límite máximo permisible de CF para las descargas vertidas al suelo es de 1000 y 2000 NMP por cada 100 mL, para el promedio mensual y diario, respectivamente, tanto para el riego restringido como para el riego no restringido. Dichos límites no son alcanzados con la aplicación del TPA, debido a que el

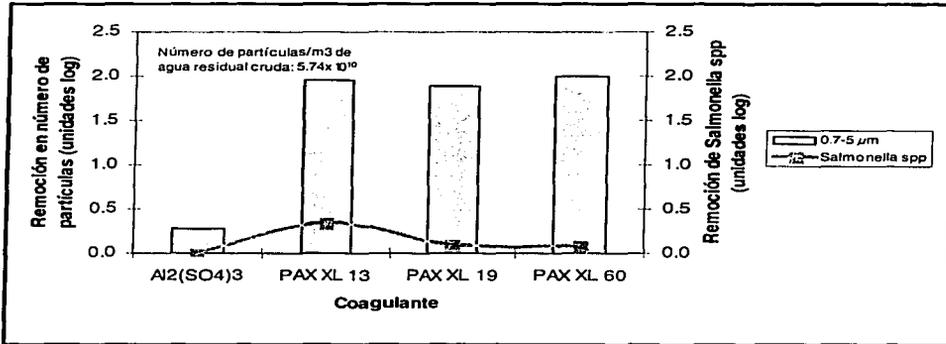
agua residual doméstica presenta de  $10^9$  a  $10^{10}$  NMP/100 mL y el sistema de tratamiento tiene ciertos límites para eliminarlos (Metcalf & Eddy 1991, INDRE 1998, Jiménez 1997).

Considerando que el objetivo del estudio fue el de evaluar el efecto en las partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  con diversos coagulantes, encontramos que, en un proceso fisicoquímico donde se aplicó PAX XL 60 como coagulante fue capaz de remover 0.2 unidades logarítmicas de CF asociados a partículas menores a 30  $\mu\text{m}$ , sin embargo con este mismo coagulante la remoción de CF asociado al total de las partículas fue de 0.5 unidades logarítmicas, lo que indica, que el agua tratada presentará un alto remanente de partículas de este tamaño y por lo tanto no será apto para reuso agrícola, ya que se debe remover alrededor de 5 unidades logarítmicas de CF, lo que hace imprescindible la aplicación de algún proceso de desinfección, de tal manera que se alcance a cumplir con la norma (en el 100% de los casos) asegurando con ella el bienestar de trabajadores y consumidores.

Cabe destacar, que el agua tratada mediante un TPA, en este estudio, no cumplió con los límites permisibles de CF para riego agrícola, sin embargo, permitió producir un agua tratada apta para que el sistema de desinfección opere eficientemente ya que disminuyó la cantidad de microorganismos, y la turbiedad y los SST se redujeron considerablemente después del tratamiento aplicado.

Del 14% de la *Salmonella spp* asociada a partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  se removieron en su mayor parte con PAX XL 13 alcanzando solo 0.34 unidades logarítmicas de remoción, seguido por PAX XL 19 y PAX XL 60 ambos removieron 0.1 unidades logarítmicas y con  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  no se obtuvo remoción alguna (Figura 6.3). En el caso *Salmonella spp* y número de partículas, siguen un comportamiento de remoción similar (Figura 6.5), sin embargo, las remociones de *Salmonella spp* son muy bajas en comparación con el tamaño de partícula, ya que en el agua residual el 86% de este microorganismo estuvo asociado con partículas mayores a 30  $\mu\text{m}$ , lo cual significa que la remoción de *Salmonella spp* dependió de la remoción de estas partículas, sin embargo, para la *Salmonella spp* asociada a partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  fue mejor removida con PAX XL 13, como se observa en la Figura 6.3.

La remoción de los microorganismos y partículas dependió de la basicidad del coagulante empleado, representando un factor decisivo durante el tratamiento, por lo que el coagulante con basicidad mediana (PAX XL 60), fue el que dio mejores resultados en la remoción de estos parámetros, excepto para *Salmonella spp* que fue removida en mayor proporción por el coagulante de media alta basicidad (PAX XL 13).



**Figura 6.5 Remoción de *Salmonella spp* asociada a partículas menores de 30 µm y tamaño de partícula con diferentes coagulantes**

De acuerdo con los mL de partículas /m<sup>3</sup> contabilizados después de cada tratamiento (Tabla 6.3) muestran que si existió reducción de partículas entre un tratamiento y otro, no obstante, como se observa en la Tabla 6.3, el mayor porcentaje remanente se encontró en el intervalo de 0.7 a 1.5 µm, este porcentaje explica las bajas remociones alcanzadas para los CF ya que su tamaño se encuentra en este intervalo de tamaño; por otro lado existió una alta probabilidad de encontrar microorganismos indicadores y patógenos, de hecho, en este intervalo se presentaron más del 50% de partículas remanentes en la mayoría de los tratamientos.

**Tabla 6.3 Porcentaje remanente de partículas menores a 30 µm en el agua tratada generada con diversos coagulantes**

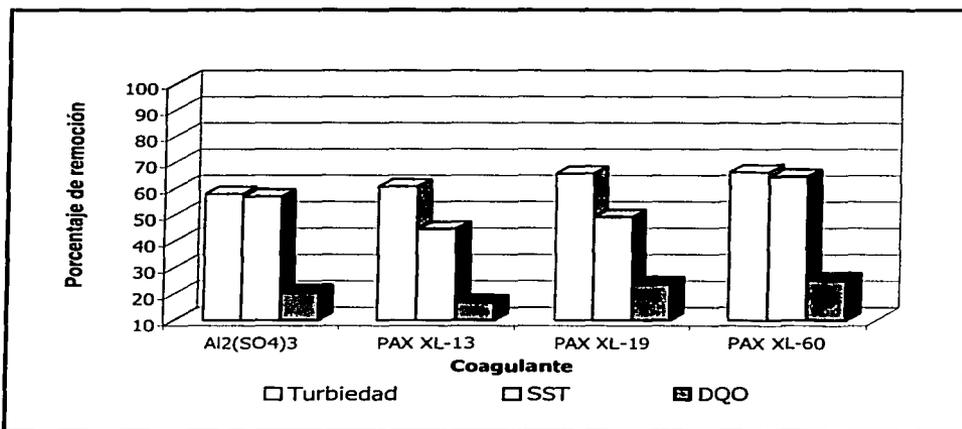
Intervalo (µm)	Porcentaje remanente				
	ARC	Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	PAX XL 13	PAX XL 19	PAX XL 60
0.6-0.7	12	15.8	17.9	21.7	17
0.7-1.5	40.1	53.9	56.7	51.3	53.3
0.7-5	47.1	30.4	25.4	27	29.7
5-14	0.8	0	0	0	0
14-18	0	0	0	0	0
mL partículas/m <sup>3</sup>	89	82	75	81	72

### 6.2.5 Remoción de turbiedad, sólidos suspendidos totales y DQO<sub>t</sub> asociados a partículas menores a 30 µm con diferentes coagulantes

Cabe aclarar que en este estudio se determinó una relación entre la turbiedad y los SST, por esta razón al aplicar el TPA se busca alcanzar una buena remoción de ambos parámetros, ya que una de las ventajas de este proceso fisicoquímico es la remoción de los SST presentes en el agua residual. En términos de reúso en riego agrícola, la turbiedad juega un papel importante, ya que sirve como un indicador previo al análisis fisicoquímico de la calidad de las aguas vertidas a los cultivos, en relación con la materia coloidal y residual en suspensión.

La turbiedad del agua residual estuvo constituida por partículas menores a 30 µm en un 46% del cual de este se removió el 66% con PAX XL 60 y PAX XL 19, seguidos de PAX XL 13 con 61% y 58% con Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> (Figura 6.6). En la Tabla 6.2 se muestra que la turbiedad en el agua residual tratada, estuvo constituida principalmente por partículas menores a 30 µm, es decir, durante el proceso de tratamiento las partículas que permanecieron en el sistema son menores al tamaño antes mencionado y son las responsables de aportar más del 70 % de la turbiedad remanente en todos los casos estudiados. Se esperaba que las remociones logradas para turbiedad tuvieran una relación con la de SST, sin embargo, esta relación solo se presentó con PAX XL 60 y Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>, y no para PAX XL 13 y PAX XL 19 donde la turbiedad con respecto a los SST se removió en un 16% más con dichos coagulantes, por lo tanto el 22% de los SST asociados a partículas menores de 30 µm fueron removidos en un 57, 45, 49 y 64.5% para Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>, PAX XL 13, PAX XL 19 y PAX XL 60 respectivamente, es decir el agua tratada tratado con PAX XL 60 alcanzó las máximas remociones para estos dos parámetros.

Respecto al parámetro de la  $DQO_t$ , las partículas menores a  $30\ \mu\text{m}$  aportaron en el agua residual, el 69% del valor de la  $DQO_t$ , de los cuales en los tratamientos realizados se removió en un 21, 17, 24 y 25 % para  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ , PAX XL 13, PAX XL 19 y PAX XL 60 respectivamente como se muestra en la Figura 6.6. Las aguas residuales contienen altas concentraciones de materia orgánica de fácil descomposición (proteínas y carbohidratos), por lo tanto, para uso agrícola la finalidad del TPA no es la remoción de éste parámetro sino su conservación o remoción parcial.



**Figura 6.6 Remoción de contaminantes no específicos menores a  $30\ \mu\text{m}$  con diferentes coagulantes**

La  $DQO_t$  no se encuentra regulada por la NOM-001-ECOL-1996, dado que al ser adicionada la materia orgánica se mejora la calidad agraria del suelo. Cualquier tipo de suelo es capaz de eliminar o asimilar materia orgánica (en mayor o menor proporción) debido a la acción de filtrado que éste ejerce y a las oxidaciones biológicas que ocurren en su interior, por lo que, en cuanto el agua residual tratada sea vertida en el suelo y si las condiciones ambientales son favorables, comenzará la degradación de los residuos orgánicos presentes en la misma, mejorando de esta manera la textura y estructura del suelo. Por otra parte, el aporte de materia orgánica implica una mayor producción de

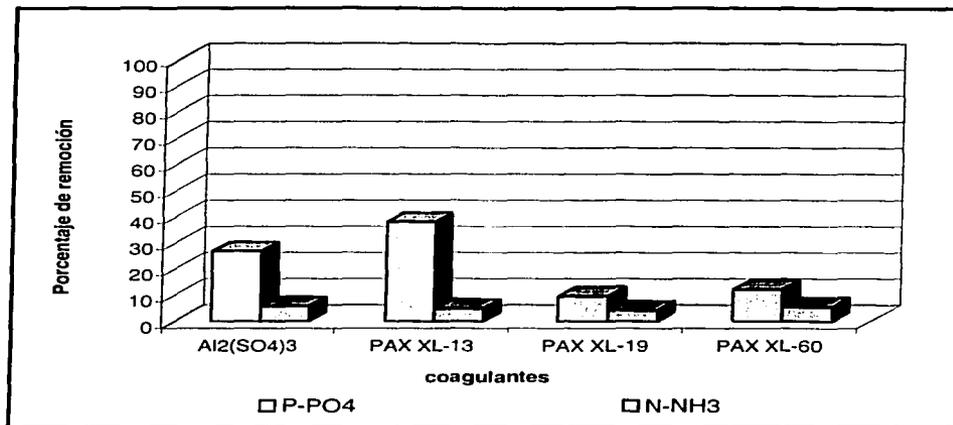
alimentos, al favorecer el desarrollo de las plantas, y una mayor posibilidad de conservar los recursos del suelo.

### **6.2.6 Remoción de nutrientes menores a 30 $\mu\text{m}$ con diferentes coagulantes**

Una parte del fósforo que es añadido al suelo a través del riego con agua residual tratada con el TPA, se asimila y es aprovechado por las cosechas, esta forma asimilable (soluble) es el ortofosfato. El ortofosfato es un elemento nutritivo requerido por todas las plantas, por esta razón uno de los propósitos del TPA es remover lo menos posible este nutriente, aunque en la normatividad (NOM-001 ECOL-1996) no se regula el contenido de ortofosfato en el agua vertida a suelo.

Un exceso de fósforo acelerará la maduración de los vegetales y una escasez provocará defectos en el crecimiento de la raíz, el tallo y las hojas, de ahí que se deba tener en cuenta los requerimientos de los cultivos que se produzcan en la zona, ya que el aporte ocasionado con la aplicación del agua tratada con estos coagulantes esta orientado al aprovechamiento de este nutriente por parte de los cultivos y no al detrimento de los mismos (Lopera; 2001).

La remoción del ortofosfato depende exclusivamente de la selectividad del coagulante para precipitarlo, de la alcalinidad, el pH, elementos en estado traza y ligantes presentes en el agua residual. En este estudio se encontró que los coagulantes que removieron en mayor proporción al ortofosfato son, PAX XL 13 (basicidad alta) y  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  ( no tiene basicidad), removiéndolo en un 38 y 27% respectivamente (Figura 6.7), tomando en cuenta que el ortofosfato remanente estuvo constituido por partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  en un 78%.



**Figura 6.7 Remoción de nutrientes menores a 30  $\mu$ m con diferentes coagulantes**

Los policloruros de aluminio [ $Al_2(OH)XCl_{6-x}$ ], cuya basicidad varía entre 15 y 38% (Lopera; 2001) favorecen el proceso de coagulación de la materia coloidal, por lo que entre mayor basicidad tenga el coagulante la precipitación de la materia coloidal se verá favorecida, como lo fue PAX XL 13 para este caso.

El  $Al_2(SO_4)_3$  en un medio alcalino favorece la remoción del ortofosfato en un 46% (Rabell, Silva y Chávez 2002), dado que las aguas residuales domésticas presentan pH mayores a 7,  $Al_2(SO_4)_3$  aprovechó esta basicidad para mejorar la coagulación de la materia coloidal y por consiguiente remover más ortofosfato que PAX XL 19 y PAX XL 60.

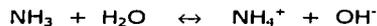
En el agua tratada, el ortofosfato estuvo constituido principalmente en un 87, 56, 98 y 96% para  $Al_2(SO_4)_3$ , PAX XL 13, PAX XL 19 y PAX XL 60 respectivamente por partículas menores a 30  $\mu$ m, estos valores indican que el ortofosfato fue conservado por el TPA en agua tratada al estar constituido en su mayor parte por partículas coloidales.

El nitrógeno se midió y evaluó como nitrógeno amoniacal ( $\text{N-NH}_3$ ), las aguas tratadas generadas están constituidas del 96 al 99% independientemente del tipo de coagulante aplicado. Estas concentraciones nos indican que al estar el nitrógeno amoniacal asociado a partículas coloidales ( $< 0.1 \mu\text{m}$ ) su remoción es poco favorable, por lo que para removerlo debe ser transformado en otros productos fácilmente separables del agua residual, siendo los dos mecanismos principales: la asimilación y la nitrificación-desnitrificación, reacciones que no ocurren al aplicar un tratamiento fisicoquímico, como lo es el TPA.

De los estudios realizados se pudo determinar que el 95% del nitrógeno amoniacal constituido por partículas menores a  $30 \mu\text{m}$ , se removieron desde 4 hasta 6%, debido a que el nitrógeno amoniacal no es un elemento que pueda ser removido por este tipo de proceso fisicoquímico aunado a que prácticamente este elemento se presenta asociado a la fracción de partículas más pequeña y de difícil separación.

Al igual que en el caso del fósforo al aplicar un TPA se busca conservar la cantidad de nitrógeno presente en el agua residual, esta una vez evacuada de la Ciudad de México es conducida por el sistema de drenaje (abierto y cerrado) aproximadamente 98 km a una velocidad de  $1 \text{ m/s}$ , lo cual favorece la hidrólisis de las proteínas y urea que es la forma primaria del nitrógeno, aunque su paso a la forma amoniacal se produce enseguida (Metcalf & Eddy, 1995), debido a esto, se cuantificó en este estudio el nitrógeno amoniacal.

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



Durante cada riego, el agua tratada aporta nitrógeno al suelo fertilizando el cultivo y aunque este proceso es benéfico en los primeros estadios vegetativos de la planta, deja de serlo progresivamente a medida que la planta inicia la maduración. En algunos

casos, el aporte de nitrógeno es excesivo lo que estimula el crecimiento vegetativo, pudiendo llegar a retrasar la maduración de las plantas o reducir la calidad de la cosecha. En otros casos, puede darse un déficit de nitrógeno el cual puede manifestarse mediante clorosis (amarillamiento) de las hojas por falta de clorofila, lo que obliga a un aporte complementario mediante fertilizantes agrícolas a fin de satisfacer las necesidades propias del cultivo (Lopera; 2001).

La cantidad de nutrientes (fósforo y nitrógeno) que pueden ser vertidos al suelo a través del agua residual tratada no se encuentra regulado por la normatividad mexicana para descargas vertidas al suelo agrícola (NOM-001-ECOL-1996), pero se deben tener en cuenta los beneficios y perjuicios que se pueden obtener con el desarrollo de esta práctica a corto y largo plazo.

### 6.3 CARACTERIZACIÓN DEL AGUA TRATADA GENERADA CON PAX XL 60 Y DIFERENTES DOSIS DE COAGULANTE

En la Tabla 6.4 se muestran las concentraciones remanentes del agua tratada para cada parámetro evaluado durante la etapa experimental, así como la asociación que existe con las partículas menores y mayores a 30  $\mu\text{m}$ .

De manera generalizada se puede asegurar que prácticamente las partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  fueron las responsables de proporcionar la mayor concentración remanente de los parámetros determinados en el agua residual tratada por el proceso de TPA y dado que el proceso tiene ciertas limitaciones para reducir tales partículas siempre tendrá un remanente considerable.

**Tabla 6.4 Caracterización del agua tratada generada con PAX XL 60 y diferentes dosis**

Parámetro	50 $\mu\text{mol Al/L}$			100 $\mu\text{mol Al/L}$			200 $\mu\text{mol Al/L}$		
	Conc	% <30 $\mu\text{m}$	% >30 $\mu\text{m}$	Conc	% <30 $\mu\text{m}$	% >30 $\mu\text{m}$	Conc	% <30 $\mu\text{m}$	% >30 $\mu\text{m}$
Turbiedad UNT	49	81	19	38	78	22	28	85	15
SST mg/L	32	73	27	20	73	27	15	76.5	23.5
DQO, mg/L	359	94	6	331	95	5	296	96	4
P-PO4 mg/L	7	87	13	6.5	82	18	6	88	12
N-NH3 mg/L	32	96	4	31	96	4	32	96	4
Número de partículas/m3	2.8x10 <sup>12</sup>	81	19	2x10 <sup>12</sup>	81.5	18.5	2.1x10 <sup>10</sup>	98	2
CF UFC/100mL	1.1x10 <sup>7</sup>	88.5	11.5	9.4x10 <sup>6</sup>	89	11	9.6x10 <sup>6</sup>	100	0
EF UFC/100mL	1.4x10 <sup>5</sup>	71	29	8.3x10 <sup>4</sup>	88	12	5.1x10 <sup>5</sup>	85	15
<i>Salmonella spp</i> UFC/100mL	7.1x10 <sup>5</sup>	50	50	7.1x10 <sup>5</sup>	53	47	8x10 <sup>4</sup>	71	29

### 6.3.1 Remoción de microorganismos con diferentes dosis de PAX XL 60

Cuando se utilizó 50 y 200  $\mu\text{mol Al/L}$  de PAX XL 60, las concentraciones remanentes de CF en el agua tratada fueron de  $1.1 \times 10^7$  y  $9.6 \times 10^6$  UFC/100 mL, las cuales se lograron al remover 0.48 y 0.54 unidades logarítmicas respectivamente, y con 100  $\mu\text{mol Al/L}$  se removieron 0.55 unidades logarítmicas, por lo que en el agua tratada se cuantificaron  $9.4 \times 10^6$  UFC/100, con este tratamiento se removió la mayor cantidad de CF, sin embargo, la diferencia que existe entre esta dosis y la de 200  $\mu\text{mol Al/L}$  es mínima, por lo que el aumentar la dosis hasta 200  $\mu\text{mol Al/L}$  no mejoró la remoción de estos microorganismos. Por otro lado y de acuerdo con el comportamiento de las remociones, el incremento de la dosis de coagulante no fue un factor determinante en la remoción de los CF, no obstante, sí ayudó a reducir la concentración en el agua tratada. Los EF presentaron concentraciones remanentes del orden de  $10^5$  para 50 y 200  $\mu\text{mol Al/L}$  y de  $10^4$  para 100  $\mu\text{mol Al/L}$ , como se observa en la Tabla 6.4, estas concentraciones remanentes estuvieron constituidas por partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  desde el 71 hasta el 85%, para este microorganismo no se obtuvieron remociones ya que la concentración cuantificada de EF en el agua residual, fue menor a la cuantificada en el agua tratada, debido probablemente a errores en la técnica de muestreo, en la manipulación de la muestra o errores durante la cuantificación de los mismos (Tabla 6.1 y 6.4).

En el agua tratada con 200  $\mu\text{mol Al/L}$  los CF cuantificados se asociaron con el 100 % de las partículas menores a 30  $\mu\text{m}$ , lo que nos indicó que el tratamiento con esta dosis fue efectivo en la remoción de partículas mayores a 30  $\mu\text{m}$ . En el tratamiento con 50  $\mu\text{mol Al/L}$  los CF se asociaron con partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  en un 88.5% y con 100  $\mu\text{mol Al/L}$  en un 89%, por lo que el aumentar la dosis de 50 hasta 100  $\mu\text{mol Al/L}$  no tuvo efecto sobre la constitución de las partículas asociadas con este microorganismo, ya que bajo estas condiciones el agua tratada presentó un porcentaje similar de partículas de este tamaño, a pesar de esto, cuando se aumentó la dosis hasta 200  $\mu\text{mol Al/L}$  se observó una diferencia de 11% en la constitución de las partículas asociadas a los CF, por lo que las dosis estudiadas de PAX XL 60 sí afectaron la remoción de los CF

por lo que las dosis estudiadas de PAX XL 60 sí afectaron la remoción de los CF asociados a partículas mayores y menores 30  $\mu\text{m}$ , es por ello que la dosis recomendada es la de 200  $\mu\text{mol Al/L}$ .

La *Salmonella spp* presentó su máxima remoción cuando se utilizó una dosis de 200  $\mu\text{mol Al/L}$  de PAX XL 60 alcanzando a remover 1.4 unidades logarítmicas, dando como resultado una concentración remanente de  $8 \times 10^4$  UFC/100mL, con las dosis de 50 y 100  $\mu\text{mol Al/L}$  sólo se alcanzó a remover, en ambos casos, 0.45 unidades logarítmicas, generando una concentración remanente de  $10^5$  UFC/100 mL; ocurrió el mismo comportamiento que con la remoción de los CF, entre la dosis de 50 y 100 no existió diferencia pero el aumentar la dosis hasta 200  $\mu\text{mol Al/L}$  mejoró notablemente la remoción de la *Salmonella spp* del agua residual. En el agua tratada la *Salmonella spp* se asoció en un 50, 53 y 71 % con partículas menores a 30  $\mu\text{m}$ , cuando se utilizó 50, 100 y 200  $\mu\text{mol Al/L}$  de PAX XL 60 respectivamente, por lo que lo con 50 y 100  $\mu\text{mol Al/L}$  no fue satisfactorio la remoción de partículas mayores a 30  $\mu\text{m}$  asociadas con este microorganismo, entendiéndose así las bajas remociones logradas con estas dosis. Esto nos indica que la dosis de 200  $\mu\text{mol Al/L}$  fue la mejor para la remoción respecto a la totalidad de las partículas, sin embargo, en el agua tratada la dosis de 50  $\mu\text{mol Al/L}$  fue mejor debido a que removió el 50 % de las partículas mayores a 30  $\mu\text{m}$  como era de esperarse por la eficiencia del proceso en la remoción de este tipo de partículas.

### **6.3.2 Remoción de parámetros fisicoquímicos con diferentes dosis de PAX XL 60**

Respecto a la remoción de turbiedad y SST los resultados indican que la dosis si tuvo un efecto en la remoción de estos dos parámetros, mostrando que a mayor dosis mayor remoción y de acuerdo a su contenido de partículas existió mayor porcentaje remanente de partículas menores a 30  $\mu\text{m}$ , en los tres tratamientos no se presentó una variación de porcentaje en el contenido de partículas, por lo que podemos decir que prácticamente se mantuvo constante, esto significa que aunque la dosis si afectó la remoción, no afectó el contenido de partículas menores y mayores a 30  $\mu\text{m}$  en el agua tratada.

En el tratamiento donde se utilizó una dosis de 200  $\mu\text{mol Al/L}$  se removió el 86% de la turbiedad y el 92% de los SST, logrando en el agua tratada concentraciones remanentes

de 28 UNT y 15 mg/L respectivamente, el 85% y el 76.5% de la concentración remanente de la turbiedad y de los SST respectivamente fueron partículas menores a 30  $\mu\text{m}$ . Con 100  $\mu\text{mol Al/L}$  se lograron remociones de 81 y 90% para turbiedad y SST respectivamente generando una concentración remanente de 38 UNT de turbiedad y 20 mg/L de SST, estas concentraciones estuvieron constituidas en un 78% y un 73% por partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  respectivamente. Con 50  $\mu\text{mol Al/L}$  sólo se alcanzó a remover el 76% de la turbiedad y el 83 % de los SST por lo que en el agua tratada la concentración remanente fue de 49 UNT de turbiedad y 32 mg/L de SST, las cuales se conformaron en un 81 y 73% por partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  respectivamente (Tabla 6.6).

La DQO<sub>t</sub> se removió hasta 55% con 200  $\mu\text{mol Al/L}$  lo que correspondió a tener en el agua tratada una concentración remanente de 296 mg/L de los cuales el 96% de este valor se debió a las partículas remanentes menores a 30  $\mu\text{m}$ ; la dosis de 100  $\mu\text{mol Al/L}$  removió 49% generando una concentración remanente de 331 mg/L, la cual estuvo constituida por partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  en un 95%. Cuando se utilizó una dosis de 50  $\mu\text{mol Al/L}$  solo se removió el 45%, por lo que en el agua tratada se cuantificaron 359 mg/L de concentración remanente, esta concentración estuvo constituida en un 94% por partículas menores a 30  $\mu\text{m}$ . Las tres dosis aplicadas durante el tratamiento fueron satisfactorias en la remoción de éste parámetro (Tabla 6.6), principalmente la materia orgánica mayor a 30  $\mu\text{m}$ .

### 6.3.3 Remoción de nutrientes con diferentes dosis de PAX XL 60

El nitrógeno amoniacal se removió 2, 4 y 1% con 50, 100 y 200  $\mu\text{mol Al/L}$  respectivamente lo que dio como resultado concentraciones remanentes de 32 mg/L para la primera y tercera dosis y de 31 mg/L para la segunda. En los tres tratamiento las concentraciones remanentes estuvieron constituidas por partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  en un 96% (Tabla 6.4), estos resultados nos indica que la remoción del nitrógeno amoniacal no dependió de la dosis de coagulante aplicado y que la alta concentración de nitrógeno presente se debe a que éste parámetro esta asociado a partículas pequeñas en su totalidad.

El ortofosfato con una dosis de 50  $\mu\text{mol Al/L}$  removió solo el 22%, por lo que en el agua tratada permanecieron 7 mg/L, esta concentración remanente estuvo constituida en un 87% por partículas menores a 30  $\mu\text{m}$ ; con 100  $\mu\text{mol Al/L}$  se removió el 29%, conservándose 6.5 mg/L en el agua tratada, de los cuales el 82% fueron partículas con un tamaño menor a 30  $\mu\text{m}$  y con 200  $\mu\text{mol}$  se removió hasta 37%, generando en el agua tratada 5.8 mg/L, de esta concentración el 88% correspondieron a partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  (Tabla 6.4), estos resultados nos mostraron que las dosis evaluadas no afectaron la remoción de este parámetro y por lo tanto, tampoco su constitución de tamaño de partícula en el agua tratada.

### **6.3.4 Efecto de la remoción de partículas menores a 30 $\mu\text{m}$ de acuerdo a la dosis aplicada de PAX XL 60**

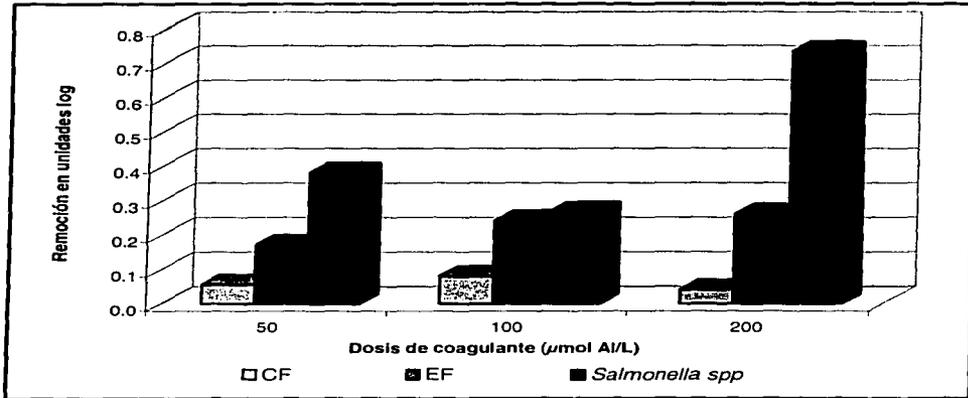
#### **6.3.4.1 Remoción de microorganismos asociados a partículas menores a 30 $\mu\text{m}$ con diferentes dosis de PAX XL 60**

El 46% de los CF se asociaron con partículas menores de 30  $\mu\text{m}$ , del cual solo se alcanzó a remover 0.06, 0.08 y 0.04 unidades logarítmicas con dosis de 50, 100 y 200  $\mu\text{mol Al/L}$  de PAX XL 60 respectivamente (Figura 6.8). Como se discutió anteriormente las remociones de CF asociados a la totalidad de las partículas fueron mayores para este parámetro,. Se esperaba que al aumentar la dosis aumentará la remoción de CF, sin embargo, en este caso las dosis evaluadas no tuvieron efecto en su remoción.

Respecto a los EF el 96% que se asoció con partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  se removieron 0.17, 0.24 y 0.26 unidades logarítmicas con 50, 10 y 200  $\mu\text{mol Al/L}$ , observando que son prácticamente iguales, sin embargo, al incrementar la dosis se favoreció la remoción de los EF asociado a partículas menores a 30  $\mu\text{m}$ , por lo que su remoción sí dependió de la dosis aplicada, además se observó que los EF son microorganismos de más fácil remoción que los CF.

El porcentaje asociado a partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  de *Salmonella spp* fue de 14%, el cual fue removido 0.4, 0.3 y 0.7 unidades logarítmicas con 50, 100 y 200  $\mu\text{mol Al/L}$  respectivamente. La remoción de este microorganismo respecto a la totalidad de las partículas, mejoró cuando se incrementó la dosis coagulante a 200  $\mu\text{mol Al/L}$  (1.4

unidades logarítmicas), esta mejora se debe a que el TPA removió en mayor proporción partículas mayores a 30  $\mu\text{m}$ , por lo que al estar este microorganismo relacionado con este tamaño (Tabla 6.4) se favoreció su remoción. La *Salmonella spp*, asociada a partículas menores a 30  $\mu\text{m}$ , se removió en mayor proporción que los CF y los EF, además, haciendo evidente que las dosis de PAX XL 60 estudiadas sí afectaron su remoción.



**Figura 6.8 Remoción de microorganismos asociados a partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  con PAX XL 60 y diferentes dosis**

De acuerdo a los resultados obtenidos para CF, EF y *Salmonella spp* asociados a partículas menores a 30  $\mu\text{m}$ , las mejores dosis para removerlos del sistema fueron 100 y 200  $\mu\text{mol Al/L}$ , pero la dosis de 200  $\mu\text{mol Al/L}$  favoreció la remoción de EF y *Salmonella spp*.

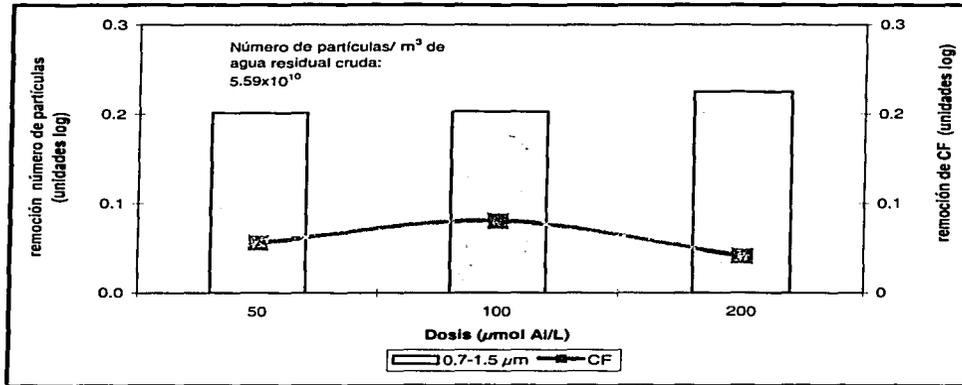
Por otro lado las partículas con un tamaño entre 0.7 y 1.5  $\mu\text{m}$  (tamaño asociado a los CF) se removieron 0.2 unidades logarítmicas con las dosis de 50 y 100  $\mu\text{mol Al/L}$  y con 200  $\mu\text{mol Al/L}$  0.23 unidades logarítmicas. El intervalo de partícula de 0.7 a 5  $\mu\text{m}$  (tamaño de la *Salmonella spp*) se removió en la misma magnitud que el anterior, alcanzando únicamente 0.23, 0.24 y 0.21 unidades logarítmicas para 50, 100 y 200  $\mu\text{mol Al/L}$ , por lo tanto, para ambos intervalos de tamaño de partícula la dosis no fue un factor

determinante en su remoción. En la Tabla 6.5 se observa que el porcentaje de partículas en el agua tratada aumenta respecto al agua residual, sin embargo tomando en cuenta los mL de partículas / m<sup>3</sup> se observa que los sistemas de tratamiento removieron un gran volumen de partículas, pero los remanentes mostraron que las partículas predominantes fueron las de 0.7 a 1.5 µm, representando más del 60% de las partículas presentes en el agua tratada, por otro lado las partículas comprendidas en un intervalo de 1.5 a 5 µm disminuyó notablemente su porcentaje (40%) en el agua tratada comparado con el porcentaje determinado en el agua residual.

**Tabla 6.5 Porcentaje de partículas en el agua tratada con diferentes dosis de PAX XL 60**

Intervalo(µm)	Porcentaje remanente			
	ARC	50 µmol Al/L	100 µmol Al/L	200 µmol Al/L
0.6-0.7	12	30.8	30.5	28.6
0.7-1.5	40.1	64.6	64.5	61.2
0.7-5	47.1	4.6	5	10.1
5.0-14	0.8	0	0	0
14-18	0	0	0	0
mL de partícula/m <sup>3</sup>	89	0.04	0.02	0.03

Al comparar el comportamiento de las remociones obtenidas para partículas entre 0.7 a 1.5 µm y para CF y EF, se observa en las Figuras 6.9 y 6.10, que al aumentar la dosis aumento la remoción de este intervalo de partículas, sin embargo, en el caso de los CF con las dos primeras dosis se observa el mismo comportamiento, pero al aumentar la dosis hasta 200 µmol Al/L la remoción disminuyó, como ya mencionamos anteriormente esperábamos que al aumentar la dosis aumentara la remoción de los CF y EF, este comportamiento pudo deberse a que dado la alta concentración de estos microorganismos en el agua residual y en el agua tratada, estos no están distribuidos homogéneamente en la muestra a cuantificar aunque se lleve acabo una homogenización aunado a que para su determinación sólo se tomaron 1 mL en cada caso.



**Figura 6.9 Remoción de Coliformes Fecales asociados a partículas menores a 30 µm y partículas de 0.7 a 1.5 µm**

Realizando una comparación en la remoción de partículas con un tamaño de 0.7 a 5 µm en relación con la *Salmonella spp* y el tamaño de partícula, las remociones del primer parámetro fueron mayores a las del segundo, debido a que la *Salmonella spp* en el agua residual se asoció principalmente con partículas mayores a 30 µm (86%), por lo que su remoción no dependió de la remoción de partículas entre 0.7 y 5 µm sino de partículas mayores a 5 µm con las cuales pudo estar asociada (Figura 6.11).

Para cada uno de los parámetros los límites de CF establecidos en la NOM-001-ECOL-1996 no se lograron a pesar del incremento en la dosis. Al igual que en la etapa anterior, no se alcanzaron remociones ni de una unidad logarítmica con respecto al agua residual para partículas menores a 30 µm. La remoción de los microorganismos no indicó que el incremento en la dosis fue eficiente, debido a que la remoción, en todos los casos, fue menor a una unidad logarítmica, por lo que para elegir la dosis adecuada se requirió de observar los comportamientos en la remoción de otros parámetros como lo fue el tamaño de partícula que, como se discutió anteriormente la dosis de 200 µmol Al/L remueve en mayor proporción las partículas en un intervalo de 0.7 a 1.5 µm.

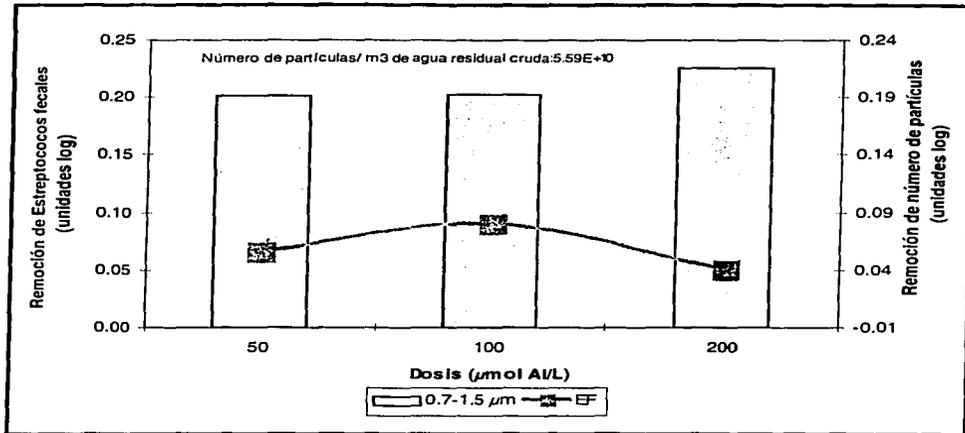


Figura 6.10 Remoción de Estreptococos Fecales asociados a partículas menores de 30 μm y partículas de 0.7 a 1.5 μm

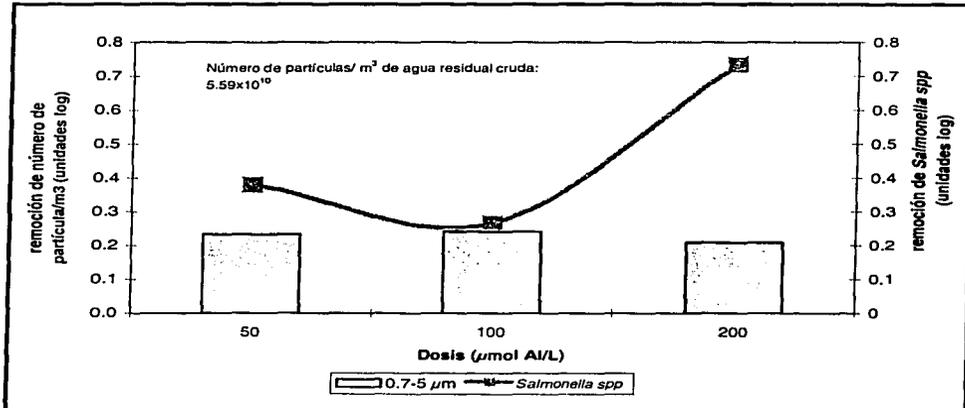
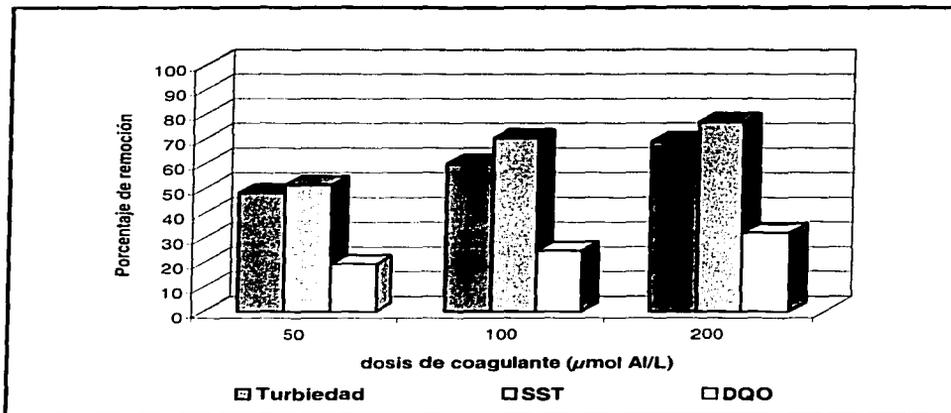


Figura 6.11 Remoción de *Salmonella spp* asociada a partículas menores a 30 μm y partículas de 0.7 a 5 μm

### 6.3.5 Remoción de turbiedad, sólidos suspendidos totales y DQO<sub>t</sub> menores a 30 µm con diferentes dosis de PAX XL 60

Del 46% de las partículas menores a 30 µm que conformaron a la turbiedad se removieron 48, 60 y 69% con 50, 100 y 200 µmol Al/L respectivamente, por otro lado los SST presentaron un porcentaje de 22% de partículas menores a 30 µm, las cuales fueron removidas en un 51, 70 y 77% para 50, 100 y 200 µmol Al/L respectivamente (Figura 6.12). Por lo anterior, la dosis de PAX XL 60 fue un factor determinante en la remoción de ambos parámetros, dando como resultado que al aumentar la dosis de PAX XL 60 aumentó la remoción de la turbiedad y SST menores a 30 µm, por lo que 200 µmol Al/L fue la mejor dosis en la remoción para ambos parámetros.

El 69% de la DQO<sub>t</sub> remanente estuvo conformada por partículas menores a 30 µm, de las cuales se removieron 19, 25 y 32% para 50, 100 y 200 µmol Al/L, estas remociones indicaron que al aumentar la dosis aumentó la remoción de materia orgánica menor a 30 µm (Figura 6.12). En función del reúso para el cual se va a destinar el agua tratada (riego agrícola), se tiene que con una dosis de 50 y 100 µmol Al/L puede proveer al suelo y a los cultivos de una mayor cantidad de materia orgánica que si se le aplica al agua residual una dosis de 50 µmol Al/L, por lo que dadas las características de los suelos de la zona (semidesérticos) y la finalidad del TPA, la menor dosis constituye la mejor opción, pero como la diferencia entre un valor y otro son mínimas la dosis elegida fue la de 200 µmol Al/L por su remoción de SST, turbiedad y partículas de diferentes intervalos. Uno de los objetivos que se busca durante el tratamiento es preservar la materia orgánica y aunque la NOM-001-ECOL-1996 no especifique el límite máximo permisible es importante removerlo lo menos posible del agua residual.



**Figura 6.12 Remoción de contaminantes no específicos con partículas menores a 30 µm con diferentes dosis de PAX XL 60**

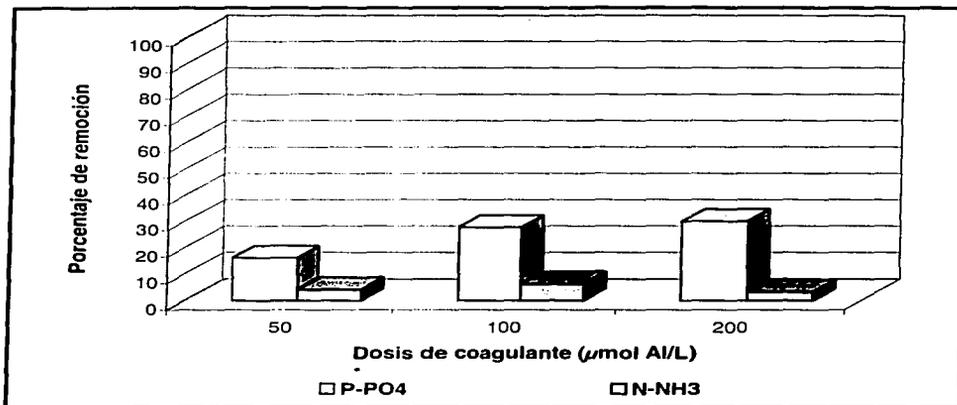
### 6.3.6 Remoción de nutrientes menores a 30 µm con diferentes dosis de PAX XL 60

El nitrógeno amoniacal constituyó el 95% de las partículas menores a 30 µm en el agua residual, este porcentaje se removió 4, 6 y 3% para 50, 100 y 200 µmol Al/L (Figura 6.14), estas remociones son despreciables, por lo que podemos afirmar que su remoción del nitrógeno no dependió de la dosis de coagulante aplicadas durante cada tratamiento.

En el agua residual el ortofosfato estuvo constituido por el 78% de partículas menores a 30 µm, del cual se removió 16, 28 y 30% para 50, 100 y 200 µmol Al/L (Figura 6.14). De acuerdo a los resultados, se tiene que la remoción de ortofosfato depende de la dosis aplicada mostrando que a mayor dosis, mayor fue su remoción.

Los resultados muestran que para ortofosfato la mejor dosis fue de 50 µmol Al/L y para nitrógeno amoniacal las tres dosis estudiadas, ambos parámetros al no estar regulados para las descargas de agua residual en suelo agrícola por la NOM-001-ECOL-1996,

cualquiera de las tres dosis es la adecuada para un agua tratada apto para riego agrícola.



**Figura 6.13 Remoción de nutrientes asociados a partículas menores de 30 µm con diferentes dosis de PAX XL 60**

#### **6.4 CARACTERIZACIÓN DEL AGUA TRATADA GENERADA CON 200 µMOL AL/L DE PAX XL 60 Y DIFERENTES TIEMPOS DE SEDIMENTACIÓN**

La Tabla 6.6 contiene los resultados de cada parámetro así como la constitución de partículas menores y mayores a 30 µm para cada parámetro evaluado en el agua residual tratada.

##### **6.4.1 Remoción de microorganismos con diferentes tiempos de sedimentación**

Los parámetros fisicoquímicos estudiados muestran que el tiempo de sedimentación no afecta su remoción ni su constitución de partículas, donde básicamente el residual del agua tratada está constituida por partículas menores a 30 µm, a pesar de esto, en los parámetros microbiológicos evaluados sí hay una diferencia para los tres tiempos de sedimentación, en donde para 5, 10 y 20 min se obtuvieron concentraciones remanentes de  $10^7$  UFC/100 mL de CF, las cuales fueron logradas al remover 0.4, 0.35 y

0.1 unidades logarítmicas respectivamente. Aunque la concentración remanente en los tres tratamientos fue similar el contenido de partículas mayores y menores a 30  $\mu\text{m}$  varió para cada tratamiento (Tabla 6.6).

**Tabla 6.6 Caracterización de agua tratada generada con diferentes tiempos de sedimentación**

Parámetro	5 minutos			10 minutos			20 minutos		
	Conc	% <30 $\mu\text{m}$	% >30 $\mu\text{m}$	Conc	% <30 $\mu\text{m}$	% >30 $\mu\text{m}$	Conc	% <30 $\mu\text{m}$	% >30 $\mu\text{m}$
Turbiedad UNT	24	87	13	24	84	16	23	86	14
SST mg/L	23	63	37	21	68	32	25	48	52
DQO, mg/L	260	98	2	261	97	3	260	97	3
P-PO4 mg/L	5	88	12	5	69	31	5	96	4
N-NH3 mg/L	30	94	6	30	96.5	3.5	29	94	6
Número de partículas/m3	2.15X10 <sup>10</sup>	98	2	2.06X10 <sup>10</sup>	98	2	2.01X10 <sup>10</sup>	98	2
CF UFC/100mL	1.5X10 <sup>7</sup>	75	25	1.6X10 <sup>7</sup>	96	4	3.0X10 <sup>7</sup>	51	49
EF UFC/100mL	2.0X10 <sup>4</sup>	100	0	5.0X10 <sup>4</sup>	65	35	4.0X10 <sup>4</sup>	100	0
<i>Salmonella spp</i> UFC/100mL	7.4X10 <sup>5</sup>	65	35	1.0X10 <sup>5</sup>	28	72	6.1X10 <sup>5</sup>	37	63

Cuando se trabajó con 5 min los CF estuvieron asociados en un 75% a partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  y para 20 min estuvieron asociados en un 51 % con este mismo intervalo de partículas. Estos dos tratamiento no fueron satisfactorios en la remoción de este microorganismo, ya que el porcentaje de partículas mayores a 30  $\mu\text{m}$  asociadas a este es alto lo que se traduce como una baja eficiencia del tratamiento dada la gran cantidad de partículas que aún permanecen en el sistema, el porcentaje de partículas mayores a 30  $\mu\text{m}$  determinado en el agua tratada con 20 min fue de 49%, indicando que existió una resuspensión de partículas de este tamaño en el agua tratada, por lo que disminuyó la calidad microbiológica de la misma. Para el tratamiento con 5 min, el porcentaje de partículas mayores a 30  $\mu\text{m}$  asociadas a CF indica que no fue tiempo suficiente para sedimentarlos (25%), dado que cuando se utilizó un tiempo de sedimentación de 10 min la asociación fue mayor (96%). Se esperaba que el porcentaje de partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  asociados a los CF fuera el mismo durante las tres condiciones estudiadas ya que estos microorganismos en el agua residual se asociaron con el 93% de partículas menores a 30  $\mu\text{m}$ .

Los EF fueron removidos 0.8, 0.4 y 0.5 unidades logarítmicas con 5, 10 y 20 min respectivamente alcanzando concentraciones remanentes del orden de 10<sup>4</sup> UFC/100 mL

en el agua tratada (Tabla 6.6), en este caso la remoción fue lo contrario que en el caso de los CF siendo 5 min donde existió la mayor remoción. De acuerdo con la asociación de estos microorganismos con partículas mayores y menores a 30  $\mu\text{m}$  esperábamos que tuvieran un composición similar al de los CF, sin embargo, para 5 y 20 min los EF se asociaron con partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  en un 100%, y para 10 min de sedimentación el 35% de los EF estuvieron asociados a partículas mayores a 30  $\mu\text{m}$ ; por los resultados obtenidos para 5 y 20 min se esperaba el mismo comportamiento para el agua tratada con 10 min de sedimentación ya que es un tiempo intermedio, sin embargo se obtuvo que solo el 65% de los EF se asoció con partículas menores a 30  $\mu\text{m}$ , este alto porcentaje de asociación pudo deberse presumiblemente a una resuspensión de partículas por un mal manejo de la muestra durante el tratamiento y su recolección para su posterior análisis.

La remoción de *Salmonella spp* para 5, 10 y 20 min fue de 1.7, 1.6 y 1.8 unidades logarítmicas respectivamente lo que correspondió a tener en el agua tratada para el primer y tercer tratamiento  $7.4 \times 10^5$  UFC/100 mL y para el segundo caso  $1 \times 10^6$  UFC/100 mL. La concentración remanente de *Salmonella spp* estuvo asociada en un 65, 28 y 37% a partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  en el agua tratada generada con tiempos de sedimentación de 5, 10 y 20 min respectivamente a cada porcentaje, la asociación de *Salmonella spp* con partículas mayores a 30  $\mu\text{m}$  para los tres tratamientos es mayor del 30%, alcanzando hasta el 72% para 10 min de sedimentación, indicando que estos microorganismos estuvieron asociados con los SST remanentes mayores 30  $\mu\text{m}$ , por lo que la remoción de la *Salmonella spp* dependió de su asociación con las partículas que conforman a los SST.

#### **6.4.2 Remoción de parámetros fisicoquímicos con diferentes tiempos de sedimentación**

Se observó que la máxima remoción de turbiedad y SST fue de 90 y 91 % respectivamente cuando se aplicó un tiempo de sedimentación de 10 min, lo que dio como resultado una concentración remanente de 24 UNT de turbiedad, constituida en un 84% por partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  y 21 mg/L de SST constituidos en un 68% por partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  y el resto por partículas mayores a 30  $\mu\text{m}$ , es decir,

prácticamente la remoción que se tiene de estos dos parámetros se debe a que durante el tratamiento fueron removidos partículas mayores a  $30\ \mu\text{m}$  y la concentración remanente se debe a que las partículas muy pequeñas son de difícil separación. Con un tiempo de sedimentación de 5 min se removió el 87.7% de la turbiedad y el 90.6% de los SST dando como resultado una agua residual tratada con una turbiedad de 24 UNT, esta concentración remanente estuvo constituida por partículas menores a  $30\ \mu\text{m}$  en un 87% y una concentración remanente de SST de 23 mg/L de los cuales el 63% correspondió a partículas menores de  $30\ \mu\text{m}$  y el resto a partículas mayores de  $30\ \mu\text{m}$  y con un tiempo de sedimentación de 20 min no existió mejoría en la remoción de la turbiedad, removiendo la misma cantidad que con 5 min (87.7%) y solo se alcanzó a remover el 88.7% de los SST, por lo cual en el agua tratada se cuantificaron 23 UNT de turbiedad, la cual estuvo conformada por el 86% de partículas menores a  $30\ \mu\text{m}$  y 25 mg/L SST donde el 52% de ellos se componen por partículas mayores a  $30\ \mu\text{m}$  (Tabla 6.6)

Se esperaba que conforme aumentara el tiempo de sedimentación se favoreciera la remoción de la turbiedad y de los SST, sin embargo, de acuerdo con nuestros resultados, después de alcanzar la remoción máxima (en este caso lograda con 10 min de sedimentación), al ir incrementando el tiempo de sedimentación, aumentó la posibilidad de que las partículas floculadas tuvieran una resuspensión en el sistema, volviendo a formar parte de la constitución del agua tratada, lo que provocó también que los microorganismos que se asocian con las partículas se resuspendieran afectando su remoción. Por lo anterior y de acuerdo a los tiempos estudiados en las pruebas de jarras, no es recomendable aumentar el tiempo de sedimentación hasta 20 min ya que con ello se logró una disminución de la calidad microbiológica y fisicoquímica del agua tratada.

Los tres tiempos de sedimentación estudiados removieron en la misma proporción la  $\text{DQO}_t$  (52%) por lo que la concentración remanente en el agua tratada en los tres casos fue de aproximadamente 260 mg/L, esta concentración estuvo conformada por partículas menores a  $30\ \mu\text{m}$  desde el 97% hasta el 98% (Tabla 6.6). Esto nos indica que el tiempo de sedimentación no tuvo efecto sobre la remoción de la  $\text{DQO}_t$ .

### 6.4.3 Remoción de nutrientes con diferentes tiempos de sedimentación

La concentración remanente del nitrógeno amoniacal fue de 30 mg/L en dos de los casos y de 5 mg/L para el ortofosfato en todos los casos. Para alcanzar las concentraciones remanentes de nitrógeno amoniacal se removió 8, 7 y 11.5 % para 5, 10 y 20 min respectivamente; el ortofosfato se alcanzó a remover en un 48 % en todos los casos.

Se esperaba que las remociones nitrógeno amoniacal para los tres tiempos de sedimentación estudiados fueran semejantes, no obstante, no fue así para 20 min ya que durante este tratamiento aumentó la remoción hasta 4.5% respecto a la mínima remoción, este incremento en la remoción se debe a que cada tratamiento se realizó como un ensayo aislado, es decir, si se hubiera tomado de la misma jarra la muestra de agua tratada de acuerdo con el tiempo de sedimentación las muestras estarían tratadas exactamente con las mismas condiciones, pero al ser generadas en jarras diferentes las condiciones no pueden ser exactamente las mismas aunque estén establecidas; sin embargo, el resultado fue satisfactorio debido a que el porcentaje de constitución esta entre 94 y 96.5% y la concentración remanente varía de 29 a 30 mg/L. El ortofosfato que permaneció en el sistema estuvo constituido en el agua tratada en un 88, 69 y 96 % por partículas menores a 30  $\mu\text{m}$ , se esperaba que al igual que la concentración remanente la constitución de partículas mayores y menores a 30  $\mu\text{m}$  fuera similar entre los tres tratamientos. Como ya hemos mencionado anteriormente el que exista una alta proporción de partículas mayores a 30  $\mu\text{m}$  indica que existió una resuspensión de materia ya sedimentada ya sea por fenómenos naturales o por un mal manejo de la muestra afectando así el contenido de partículas y su distribución en el agua tratada.

La concentración de partículas medidas como número de partícula por  $\text{m}^3$  para el agua residual fue de  $6.85 \times 10^{12}$ . Para 5, 10 y 20 min las concentraciones remanentes fueron de  $2.15 \times 10^{10}$ ,  $2.06 \times 10^{10}$  y  $2.01 \times 10^{10}$  para cada condición respectivamente, lo que equivale a una remoción de 1.24 unidades logarítmicas para 5 y 10 min y de 1.25 unidades logarítmicas para 20 min, estos resultados nos muestran que el tiempo de

sedimentación no fue un factor que afectó la remoción de partículas de un intervalo de 0.6 a 18  $\mu\text{m}$ , por lo que un tiempo de 5 min es suficiente.

**6.4.4 Efecto de la remoción de partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  después de aplicar 200  $\mu\text{mol Al/L}$  de PAX XL 60 y diferentes tiempos de sedimentación**

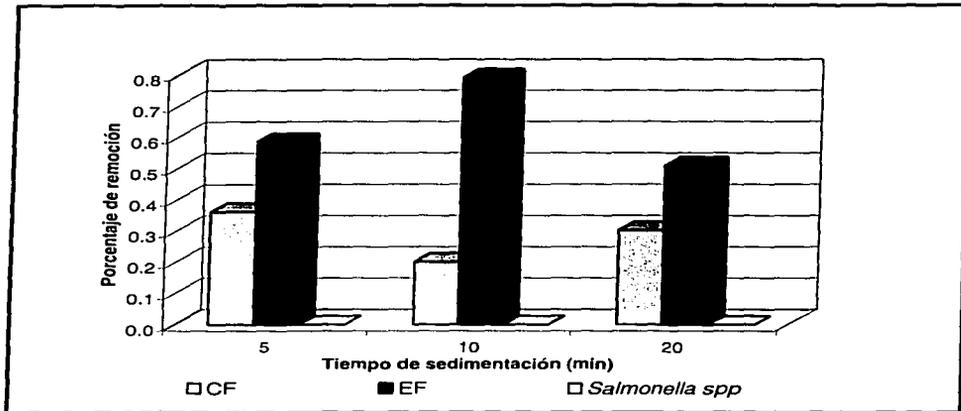
**6.4.4.1 Remoción de microorganismos asociados a partículas menores a 30 $\mu\text{m}$  con diferentes tiempos de sedimentación**

Como ya hemos mencionado en puntos anteriores los CF estuvieron asociados con el 46% de partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  en el agua residual, el cual después de aplicar 5, 10 y 20 min de sedimentación se removieron 0.4, 0.2 y 0.3 unidades logarítmicas (Figura 6.14). La asociación de EF a partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  fue de 96% del cual, la máxima remoción fue de 0.8 unidades logarítmicas después de fijar 10 min de sedimentación, seguida por 5 min con 0.6 unidades logarítmicas de remoción y con 20 min sólo se alcanzó a remover 0.5 unidades logarítmicas (Figura 6.14). De acuerdo a los resultados obtenidos para CF, el tiempo de sedimentación recomendado fue el de 5 min y para EF el tiempo de 10 min.

Las partículas con tamaño entre 0.7 y 1.5  $\mu\text{m}$  se removieron solo 0.1 unidades logarítmicas con 5 min y 0.2 unidades logarítmicas con 10 y 20 min, como podemos observar, estas remociones son pequeñas, pero dado que entre ellas la diferencia es nula, podemos observar que el tiempo de sedimentación no afecta la remoción de estas partículas.

Al comparar los resultados obtenidos por el contador de partículas para el intervalo de 0.7 a 1.5  $\mu\text{m}$  con los de CF y EF, se observa en las Figuras 6.15 y 6.16, que no existió un relación en el comportamiento de la remoción de partículas y microorganismos, siendo removidos en mayor proporción los CF y EF. Como se observó en los tratamientos anteriores el número de partículas removidas para este intervalo siempre resultó mayor que la remoción de microorganismos, cabe mencionar que para las tres etapas de estudio, la remoción del número de partículas es similar debido a que la reproducibilidad de la técnica utilizada para el conteo de partículas es de 95 % y la desestabilización de las partículas es la misma, dado que se trabajó con el mismo

coagulante (PAX XL 60), a una dosis fija de 200  $\mu\text{mol Al/L}$  y mismas condiciones de gradiente, no así para los microorganismos ya que aunque la técnica de filtro membrana tienen un reproducibilidad del 95%, según el Methods Standard 1995, siempre y cuando se realice en las mismas condiciones para todas las muestras, por lo que este fenómeno pudo estar asociado con un error al realizar la técnica (toma del volumen de la muestra, agitación, incubación, etc.), en esta etapa del estudio, causando una anomalía en la cuantificación de microorganismos y por lo tanto alterando su resultado.



**Figura 6.14 Remoción de microorganismos asociados a partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  con PAX XL 60 y diferentes tiempos de sedimentación**

El objetivo de variar el tiempo de sedimentación con PAX XL 60 y una dosis de 200  $\mu\text{mol Al/L}$  fue evaluar el comportamiento de las partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  al sedimentar, encontrando que, la máxima remoción de CF asociados a partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  fue de 0.4 unidades logarítmicas con 5 min de sedimentación. La remoción de estos microorganismos asociados al total de las partículas fue igual (0.4 unidades logarítmicas), lo que indica que en estas condiciones se removieron únicamente los CF asociados a partículas menores a 30  $\mu\text{m}$ , esto explica porque los CF en el agua tratada estuvieron asociados en más del 20% a partículas mayores a 30  $\mu\text{m}$

(Tabla 6.6). El agua tratada, al igual que en los tratamientos explicados anteriormente, no cumplió con la concentración de CF requeridos para poder reutilizar el agua tratada en riego agrícola, por lo que se ratifica la necesidad de implementar un sistema de desinfección que mejore la calidad microbiológica del agua tratada.

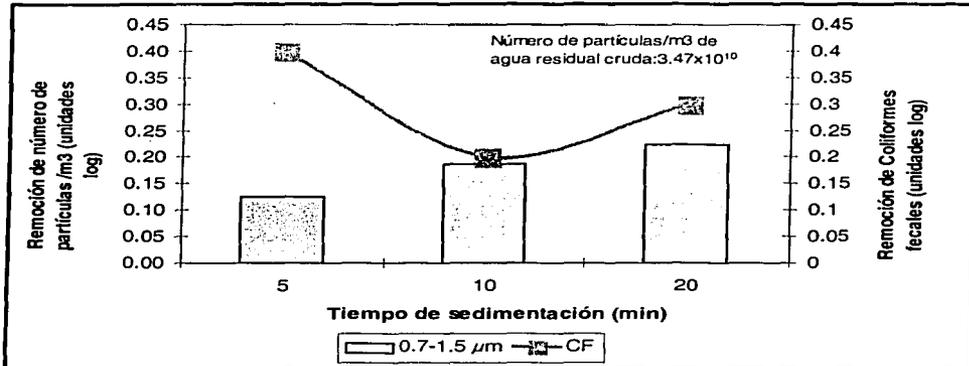


Figura 6.15 Remoción de Coliformes fecales asociados a partículas menores a 30 µm y partículas de 0.7 a 1.5 µm

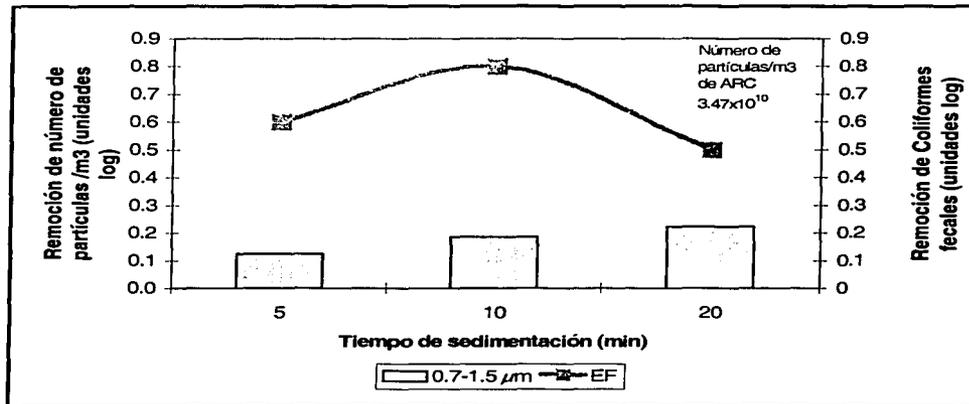


Figura 6.16 Remoción de Estreptococos fecales asociados a partículas menores de 30 µm y partículas de 0.7 a 1.5 µm

La *Salmonella spp* en el agua residual estuvo asociada con el 14% de las partículas menores a 30  $\mu\text{m}$ , y aunque se utilizó el coagulante y dosis óptima no existió remoción de *Salmonella spp* asociada a este tipo de partículas, esto nos indica que las remociones mencionadas anteriormente para este microorganismo se debieron exclusivamente a la *Salmonella spp* asociada a partículas mayores a 30  $\mu\text{m}$ , por lo que la remoción de *Salmonella spp* dependió de la remoción de SST, ya que el porcentaje de asociación con partículas mayores a 30  $\mu\text{m}$  fue de 86% en el agua residual. Sin embargo, esto no era lo esperado ya que cuando se estudiaron las dosis de PAX XL 60 se logró remover hasta 0.7 unidades logarítmicas de *Salmonella spp* asociada a partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  logrando tener en el agua tratada  $2.9 \times 10^5$  UFC/100mL para 200  $\mu\text{mol Al/L}$ , en este caso la concentración remanente de *Salmonella spp* fue de  $7.4 \times 10^5$ ,  $1 \times 10^5$  y  $6.1 \times 10^5$  UFC/100mL (Tabla 6.7), para los tres tiempos de sedimentación estudiados.

Entre las partículas con tamaño de 0.7 a 5  $\mu\text{m}$  y la *Salmonella spp* asociada a partículas menores a 30  $\mu\text{m}$ , no existió una relación en el comportamiento de remoción, dado que aunque se removieron desde 0.3 hasta 0.4 unidades logarítmicas las partículas de este tamaño, no existió remoción de *Salmonella spp* asociada a partículas menores a 30  $\mu\text{m}$ .

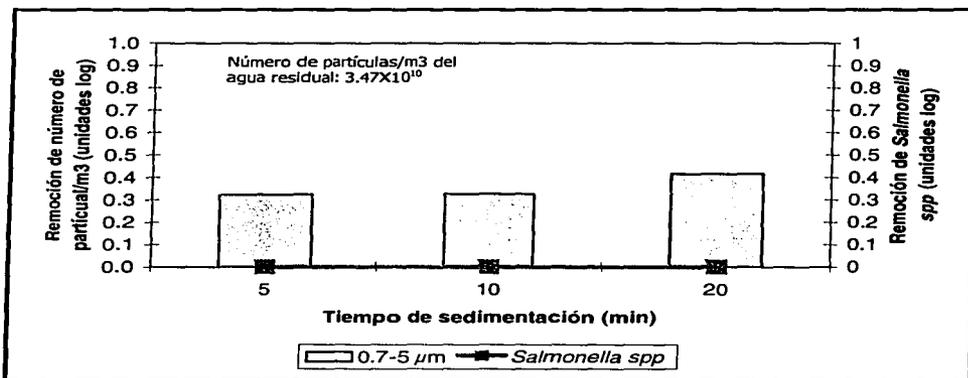


Figura 6.17 Remoción de *Salmonella spp* asociada a partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  y partículas de 0.7 a 5  $\mu\text{m}$

En la Tabla 6.7 se muestra el porcentaje remanente de partículas para cada tiempo de sedimentación, como se puede observar las partículas entre 0.7 y 1.5  $\mu\text{m}$  son las que están presentes en mayor porcentaje en las tres condiciones estudiadas, y siendo que los CF se asociaron en un 75 y 50 % a partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  su remoción no fue satisfactoria con estas condiciones, debido al bajo porcentaje de remoción de partículas de 0.7 a 1.5  $\mu\text{m}$ . Por otro lado cabe aclarar que los mL de partícula / $\text{m}^3$  disminuyeron considerablemente del agua residual al agua tratada, sin embargo, se mantuvieron constantes para los tres tiempos de sedimentación aplicados, indicando que el tiempo de sedimentación no afectó la remoción de partículas de 0.6 a 18  $\mu\text{m}$ .

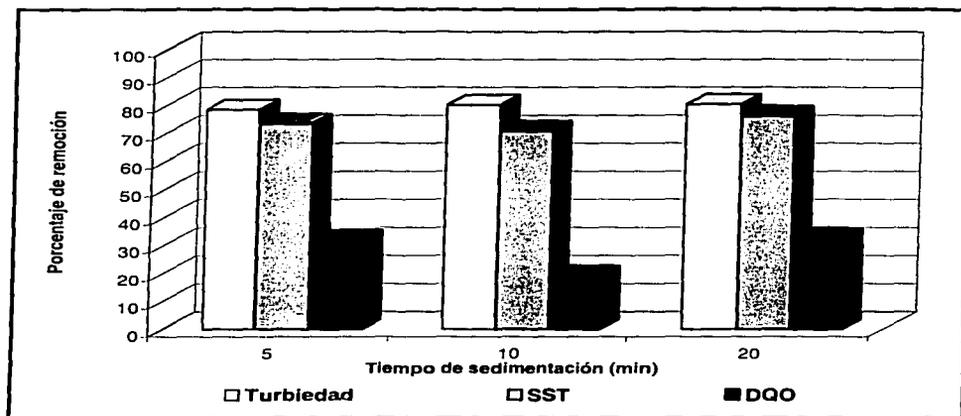
Por lo discutido anteriormente el tiempo de 5 min fue el tiempo óptimo de sedimentación, ya que el aumentar el tiempo de sedimentación no ayudo a mejorar la calidad microbiológica del agua, además de que entre menor tiempo de sedimentación menor costo de operación por necesitar en el sistema sedimentadores más pequeños.

**Tabla 6.7 Porcentaje remanente de partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  en el agua tratada generada con diferentes tiempos de sedimentación**

Intervalo ( $\mu\text{m}$ )	Porcentaje remanente			
	Agua residual	5 minutos	10 minutos	20 minutos
0.6-0.7	12	33	33.5	34
0.7-1.5	40.1	66	65.5	65
0.7-5	47.	1	1	1
5-14	0	0	0	0
14-18	0	0	0	0
mL de partículas/ $\text{m}^3$	89	0.08	0.08	0.08

#### **6.4.5 Remoción turbiedad, sólidos suspendidos totales y DQO, menores a 30 $\mu\text{m}$ con diferentes tiempos de sedimentación**

La turbiedad estuvo constituida por el 46% de las partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  la cual se removió en un 78% para 5 min y 80% para 10 y 20 min, por otro lado los SST presentaron un porcentaje de 22% de partículas menores a 30  $\mu\text{m}$ , las cuales fueron removidas en un 91% por 5, 10 min y 89% con 20 min (Figura 6.18).



**Figura 6.18 Remoción de parámetros no específicos menores de 30  $\mu\text{m}$  con diferentes tiempos de sedimentación**

El tiempo de sedimentación no favoreció la remoción de los SST y la turbiedad asociados a partículas menores a 30  $\mu\text{m}$ , se esperaba que al aumentar el tiempo de sedimentación mejorara la remoción de ambos parámetros pero para los tres casos es prácticamente la misma, por lo que aplicar durante el tratamiento un tiempo de sedimentación de 5 minutos con una dosis de 200  $\mu\text{mol Al/L}$  de PAX XL 60 fue suficiente para remover satisfactoriamente estos contaminantes del agua residual, además se observó que al aumentar el tiempo de sedimentación las partículas ya sedimentadas se resuspenden.

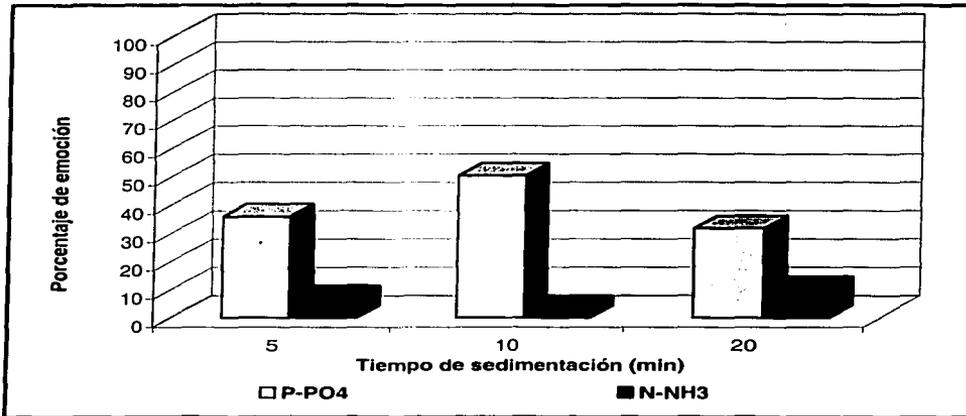
El 69% de la DQO<sub>c</sub> estuvo conformada por partículas menores a 30  $\mu\text{m}$ , de las cuales se removieron 32, 19 y 32.5% para 5, 10 y 20 min. (Figura 6.18), se esperaba que el porcentaje de remoción fuera similar en los tres casos ya que este parámetro depende principalmente del coagulante empleado y su dosis, este comportamiento pudo deberse a la falta de homogenización de la muestra antes de su determinación.

Debido a que la materia orgánica esta conformada, principalmente por partículas coloidales ( $<0.001-1 \mu\text{m}$ ), el tiempo de sedimentación no afectó la remoción de estas partículas debido a su tamaño y a su alta proporción en el agua tratada.

#### **6.4.6 Remoción de nutrientes menores a $30 \mu\text{m}$ con diferentes tiempos de sedimentación**

En el agua residual el ortofosfato estuvo constituido por el 78% de partículas menores a  $30 \mu\text{m}$ , del cual se removió 36, 50 y 32 % para 5, 10 y 20 min respectivamente. El nitrógeno amoniacal constituyó el 95% de las partículas menores a  $30 \mu\text{m}$  en el agua tratada, en donde las remociones fueron de 7, 3, 10 % para 5, 10 y 20 min (Figura 6.19).

De acuerdo a estos resultados obtenidos en la remoción de los nutrientes se tiene que la remoción de ortofosfato y nitrógeno amoniacal, al igual que la  $\text{DQO}_t$ , no dependieron del tiempo de sedimentación debido a que son parámetros que solo se ven afectados por el tipo de coagulante y la dosis. Como se muestra en la Tabla 6.6 las tres aguas tratadas generadas con estas condiciones presentan concentraciones y distribución de tamaño de partículas similares, excepto el ortofosfato, por lo que el tiempo de sedimentación no fue un factor que afectara la calidad del agua tratada en cuanto a los componentes benéficos para el suelo.



**Figura 6.19 Remoción de nutrientes asociados a partículas menores a 30 µm con diferentes tiempos de sedimentación**

## **7 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES**

Con base en los resultados se llegó a las siguientes conclusiones:

En el agua residual cruda más del 50% de las partículas mayores a 30  $\mu\text{m}$  fueron las responsables de aportar la turbiedad y los SST, mientras que la concentración de DQO<sub>t</sub> y nutrientes estuvo constituida en un 70% por partículas menores a 30  $\mu\text{m}$ . Los CF y EF se asociaron desde un 93% hasta un 96% con partículas menores a 30  $\mu\text{m}$ , contrario a la *Salmonella spp* el 86% de la se asoció con partículas mayores a 30  $\mu\text{m}$ . Con el tubo de 30  $\mu\text{m}$  para la DTP se encontró que el 99.2% de las partículas corresponden a partículas menores a 5  $\mu\text{m}$ .

Después de estudiar los cuatro coagulantes se observó que la remoción respecto al total de los microorganismos no dependió del tipo de coagulante empleado, sin embargo, PAX XL 19 (alta basicidad) fue el que dio mejores resultados en la remoción de CF (0.67 unidades logarítmicas) y PAX XL 60 (mediana basicidad) removió en mayor proporción la *Salmonella spp* (1.4 unidades logarítmicas).

En el efluente se determinó una relación entre los SST y la turbiedad, siendo PAX XL 60, el que removió la mayor cantidad estos dos parámetros alcanzando 83% y 90.5% respectivamente de remoción y más del 80% de su constitución fueron partículas menores a 30  $\mu\text{m}$ .

La basicidad del coagulante empleado fue un factor decisivo durante el tratamiento ya que de ella dependió la remoción de los microorganismos asociados a partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  y partículas entre 0.7 y 1.5  $\mu\text{m}$  de tamaño, siendo PAX XL 60 el que removió mayor cantidad de estos parámetros (0.2 unidades logarítmicas), excepto para *Salmonella spp*, donde la mayor remoción (0.34 unidades logarítmicas), se presentó con PAX XL 13.

El coagulante elegido como óptimo para este estudio fue PAX XL 60 (mediana basicidad), sin embargo, durante el tratamiento fisicoquímico sólo se alcanzó a remover 0.49 unidades logarítmicas de CF, remoción insuficiente para poder cumplir con la normatividad establecida para reúso agrícola, por lo que se hace indispensable implementar un método de desinfección.

Con ninguno de los coagulantes estudiados el TPA cumplió con los límites permisibles de CF establecidos en la NOM-001-ECOL-1996, pero PAX XL 60 permitió producir agua tratada con baja concentración de SST lo que permitirá un proceso de desinfección con menor costo operativo.

La turbiedad, los SST y la DQO<sub>t</sub> correspondiente a partículas menores a 30 µm, fueron removidas en mayor proporción con PAX XL 60, alcanzando remociones de 64% para turbiedad y SST y de 25% para la DQO<sub>t</sub>. Con PAX XL 13 y Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> se removió la menor cantidad de ortofosfato menor a 30 µm (38%).

Las dosis estudiadas de PAX XL 60 no fueron un factor determinante en la remoción de partículas con un tamaño entre 0.7 a 1.5 µm, las cuales representaron mas del 60% de las partículas presentes en el agua tratada. La concentración de partículas entre 0.7 y 5 µm disminuyó en un 40% en el agua tratada comparado con el porcentaje presente en el agua residual (47.1%).

El incremento de las dosis no fue un factor determinante en la remoción de los CF debido a que la diferencia que existió entre las tres dosis es mínima, no obstante, al aumentar la dosis hasta 200 µmol Al/L se observó una diferencia de 11% en la constitución de las partículas asociadas a los CF respecto al agua tratada con 100 y 150 µmol Al/L, es por ello que, si se desea reducir este parámetro la dosis recomendada es la de 200 µmol Al/L, observando además que la remoción de la *Salmonella spp* mejoró notablemente alcanzado a remover hasta 1.4 unidades logarítmicas.

El incremento de la dosis de coagulante tuvo efecto en la remoción de la turbiedad y los SST, mostrando que a mayor dosis mayor remoción, por lo que el tratamiento donde se utilizó 200  $\mu\text{mol Al/L}$  alcanzó a remover hasta el 86% de la turbiedad y el 92% de los SST, a pesar de esto, la dosis no afectó a las partículas menores y mayores a 30  $\mu\text{m}$  en el agua tratada generada por los tres tratamientos.

Las dosis de 100 y 200  $\mu\text{mol Al/L}$  fueron las mejores para remover CF asociados a partículas menores a 30  $\mu\text{m}$ . La dosis de 200  $\mu\text{mol Al/L}$  fue la que removió en mayor proporción EF y *Salmonella spp* (0.26 y 0.7 unidades logarítmicas respectivamente) asociados a partículas menores a 30  $\mu\text{m}$ . La remoción de *Salmonella spp* asociada a partículas menores de 30  $\mu\text{m}$ , no dependió de la remoción de partículas entre 0.7 y 5  $\mu\text{m}$  sino de partículas mayores a 5  $\mu\text{m}$ .

Al no estar regulados los SST, turbiedad, DQOt, nitrógeno amoniacal y ortofosfato, por la NOM-001-ECOL-1996 para las descargas de agua residual en suelo agrícola, cualquiera de las tres dosis de PAX XL 60 son adecuadas para obtener un agua tratada apta para riego agrícola.

La remoción de la *Salmonella spp* presentó remociones de la misma magnitud en los tres tratamientos (de 1.6 a 1.8 unidades logarítmicas), debido a que su remoción dependió de las partículas que conformaron a los SST.

Al aumentar el tiempo de contacto entre el agua tratada y los flóculos sedimentados aumentó la posibilidad de la resuspensión de las partículas afectando a los CF asociados a partículas mayores a 30  $\mu\text{m}$ , por lo que no es recomendable aumentar el tiempo de sedimentación hasta 20 min, debido a que disminuye la calidad microbiológica del agua.

La remoción de partículas de 0.6 a 18  $\mu\text{m}$  no dependió del tiempo de sedimentación por lo que el tiempo de 5 min fue suficiente para remover hasta 2 unidades logarítmicas de este intervalo.

La remoción de los CF y EF asociados a partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  y partículas de 0.7 a 1.5  $\mu\text{m}$  de tamaño no dependió del tiempo de sedimentación, estos parámetros se removieron en menos de una unidad logarítmica en los tres tiempos de sedimentación estudiados, lo que indica que no se alcanzó el límite máximo permisible por la NOM-001-ECOL-1996

El sistema de tratamiento primario avanzado permitió remover con mayor facilidad las partículas mayores a 30  $\mu\text{m}$ , sin embargo, se alcanza una remoción de las partículas menores a 30  $\mu\text{m}$  permitiendo con ello mejorar la calidad del agua tratada en casi todos los parámetros, no obstante, dado que los microorganismos presentan un tamaño muy pequeño es muy difícil que el sistema tenga la capacidad de separar o remover estas partículas, pero si permitiría que el agua tratada producido no afecte el desempeño de la siguiente etapa de tratamiento a implementar.

Con el análisis de los resultados obtenidos se observó que con una dosis de 200  $\mu\text{mol Al/L}$  de PAX XL 60 y 5 min de sedimentación se logró remover la mayor cantidad de contaminantes menores a 30  $\mu\text{m}$ .

Se recomienda evaluar un sistema de desinfección que ayude a cumplir con la normatividad establecida para CF y determinar las dosis necesarias para el efluente producido por el TPA, además evaluar si hay efecto sobre el número de partículas que presente el efluente.

Los coagulantes empleados son base aluminio por lo que se recomienda realizar pruebas de aluminio soluble, así como caracterizar el tipo de metales que pueden estar presentes en el agua residual antes y después de los tratamientos empleados en este estudio.

Realizar determinaciones de *Giardia lamblia* y *Entamoeba histolytica* en el agua residual y en el agua tratada con los tratamientos empleados.

8 **BIBLIOGRAFÍA**

- ☐ Arreguín F. (1997). El uso eficiente del agua y la tecnología. *Ingeniería Hidráulica en México*. Vol. XII, Núm. 1 págs. 91-98, enero-abril de 1997
- ☐ Adin A. (1998). Effluent Pretreatment by Iron Coagulation Applying Various Dose-pH Combinations for Optimum Particle Separation, *Water Science and Technology*, 38 (6), 27-34.
- ☐ AWWA, Coagulation Committee (1989). Coagulation as an Integrated Water Treatment Process. *Journal American Water Works Association*, 81 (10), 72-78.
- ☐ Bartone C. (1991). Internacional perspectiva on water resources management and wastewater reuse, apropiate technologies. *Wat. Scil Tech.*, 23, 2039-2047
- ☐ Blumenthal U.J., Mara D.D., Ayres R. M., Cifuentes E., Peasey A., Scott R., Lee D. L. Y Ruiz-Palacios.G (1996). Evaluation of the WHO nematode egg guidelines restricted and undesrestricted irrigation. *J. Water Science and Technology*. 33 (10-11) 277-283.
- ☐ Boller M. (1998). Particles Under Stress, *Water Science and Technology*, 37 (10), 9-29.
- ☐ Bache D.H., Hossain M.D (1991). Optimum Coagulation Conditions for Coloured Water in Terms of Floc Properties. *Water SRT-Aqua* 40 (3), 170-178
- ☐ Cifuentes E y Siebe C. (1993). Enviromental impact of water irrigation in central México; an overview. *International Journal of Enviromental Health Research*. 3 (4) 28.
- ☐ CEPIS .Textos Completos. Saézn Forero Rodolfo. Asesor de la División de Salud y Ambiente OPS OMS. Introducción; y uso de aguas residuales tratadas en agricultura y acuicultura. Riego y salud modernización y avances en el uso de aguas negras para el irrigación . Intercambio de aguas uso urbano y riego. En interment: [http:// www.cepis.pe/eswww/fulltext/repind\\_53/rys/rys.htm](http://www.cepis.pe/eswww/fulltext/repind_53/rys/rys.htm)
- ☐ Comisión Nacional del Agua (1996). Programa hidráulico 1995 – 2000. México Distrito Federal
- ☐ CEPIS Hojas de divulgación Julio de 1985. Sinopsis - La declaración de Engelberg .hdt 37: "Aspectos sanitarios de la utilización de aguas residuales y excretas en la agricultura y acuicultura Deborah blum, Ursula Blumenthal. Piers CROSS. László David. Richard G. Feachem). Charles G. Gunnerson. John M. Kalbermattend. Duncan Mara). Letitia A. Onbeng. Sylvie Peter (Editor). Alex Redekopp. Gunnar Schultzberg. Hillel I. Shuval . Martin Strauss. Daniel Tarantola. Alain Thys . Gerhard Tschannerl. Perez Yekutiel . Vincent Zayer. En

internet :  
<http://www.cepis.org.pe/eswww/proyecto/repidisc/publica/hdt/hdt037.html>

- ☞ Cooper R. (1991). Public health concerns in wastewater reuse. *Wat. Sci. Tech.*, 20 (9) 55-65
- ☞ Díaz y Antón (2002). Sequía en un mundo de agua. Reutilización del agua residual en México. Capítulo 14. En internet : <http://www.cosmovisiones.com/>
- ☞ Estadísticas Medio Ambiente, México, 1997.
- ☞ Elmitwalli T. (2001). Biodegradability and Change of Physical Characteristics of Particles During Anaerobic Digestion of Domestic Sewage, *Water Research*. 35 (5) 1311-1317.
- ☞ Fettig J. and Ratnaweera H. (1993). Influence of dissolved organic matter on coagulation/floculation of wastewater by alum. *Wat. Sci. Tech.* 27 (11) 103-112.
- ☞ Garza V. (2000). Reuso agrícola de las aguas residuales de Cd. Juárez (Chih., México). En el Valle de Juárez y su impacto en la salud pública. *Salud Pública y Nutrición* 1(3) julio-septiembre 2000.
- ☞ Geoscopio (2001). En internet: <http://www.geoscopio.com/>
- ☞ Harleman D. (1992). Chemically enhanced primary treatment for municipal wastewater. Intertech conference: flocculants, coagulants and precipitants for drinking water and wastewater treatment, Octubre, Virginia. U.S.A.
- ☞ Harleman D. and Murcott S. (1999). The Role of Physical-Chemical Treatment in Wastewater in the Mega-Cities of the Developing World, *Water Science and Technology*. 40 (4-5) 75-80.
- ☞ Hatukai S., Ben-Tzur Y. y Rebhun M. (1997). Particle Counts and Size Distribution in System Design for Removal of Turbidity by Granular Deep Bed Filtration, *Water Science and Technology*. 36 (4) 225-230.
- ☞ Helmer R., Hesponhol I. y Saliba L. (1991). Public health criteria for the aquatic environment: recent world guidelines and their application. *J. Water Science Technology*. 24(2) 35-42
- ☞ Hurtado ,S.C. (1996). Elección de un coagulante y un floculante para el tratamiento del agua del Valle de México por Tratamiento Primario Avanzado. Tesis Licenciatura. UNAM, México D.F., pp 1-23, 1996.
- ☞ Heukelekian H. and Balmat J. (1959). Chemical Composition of the Particulate Fractions of Domestic Sewage. *Sewage Industry Wastes*. 31 (4) 413.

- ☐ Horowitz G., Cukieman A. y Cassanello M. (1997). Flow Regime Transition in Trickle Beds Packed with Particles of Different Wetting Characteristics -- Check-Up on New Tools, *Chemical Engineering Science*. 52 (21/22), 3747-3755.
- ☐ Heinzmann B. (1994). Coagulation and Flocculation of Stormwater from a Separate Sewer System: A New Possibility for Enhanced Treatment. *Water Science and Technology*. 29 (12) 267-278.
- ☐ Jiménez B., Chávez A., Maya C. Y Canales A. (1999). Aplicación del Densadeg para la remoción de huevos de helmintos. Instituto de Ingeniería UNAM y Degrémont de México, pp 33. Noviembre, México D.F.
- ☐ Jiménez B. (2001), La contaminación ambiental en México. Causas, efectos y tecnología apropiada. Ed Limusa.
- ☐ Jiménez B. y Chávez A. (1996). Evaluación de las condiciones de mezclado, punto de adición de coagulante y floculante en la eficiencia de un tratamiento primario avanzado. XXV Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, consolidación para el desarrollo. Memorias en disco, sesión 0139614, noviembre de 1996, 186-193.
- ☐ Jiménez B. y Chávez A. (1997) .Treatment of Mexico city wastewater for irrigation purposes. *Environmental Technology*. 18 721-730.
- ☐ Jiménez B. y Ramos J. (1997). Revisión de los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua para Riego Agrícola. Elaborado para la Comisión Nacional del Agua. Informe final-Diciembre, pp 196. México.
- ☐ Lopera A. (2001) Comparación de la calidad fisicoquímica y microbiológica entre efluentes de un tratamiento primario avanzado aplicando sulfato de aluminio, Pax XL60 y PAX XL 19 como coagulantes Universidad Nacional de Colombia y Facultad de Ingeniería.
- ☐ Krishnappan B. (1999). Seasonal Size Distribution of Suspended Solids in a Stormwater Management Pond, *Water Science and Technology*. 39 (2) 127-134.
- ☐ Levine A., Tchobanoglous G., y Asano T. (1985). Characterization of the size distribution of Contaminants in Wastewater: Treatment and Reuse Implications. *Journal WPCF*. 57 (7) 805-815.
- ☐ Levine A. D., Thobanoglous G. and Asano T. (1991). Particle contaminants in wastewater: a comparison of measurement techniques and reported particle size distribution. *Fluid Particle Separation*. 4, 89-106.
- ☐ Mujeriego R.(1990). Riego con agua residual municipal regenerada. Manual práctico.Traducido y Editado por Rafael Mujeriego. Edición patrocinada por La

- Junata de Saneamiento de la Generalitat de Catalunya y la Universidad Politécnica de Catalunya. 1ª edición. Barcelona.
- ☐ Munch R. Hwang C. y Lackie T. (1980). Wastewater Fractions Add to Total Treatment Picture. *Water & Sewage Works*. 57 (7) 805-816.
- ☐ Metcalf & Eddy Inc. (1989). Wastewater engineering: treatment disposal and reuse. Third Edition McGraw-Hill Book Company, USA.
- ☐ Metcalf & Eddy Inc (1991). Wastewater Engineering: Treatment Disposal and Reuse. Third edition McGraw-Hill Book Company, New York, N.Y USA.
- ☐ Murcott S., Dunn A. y Harleman D. (1996). Chemically enhanced wastewater treatment for agricultural irrigation in México. IAWQ 18. Biennial International Conference, Singapore, 23-28 June 1996. Publication of Posters.
- ☐ Metcalf & Eddy (1996). Ingeniería de Aguas Residuales, Tratamiento, Vertido y Reutilización, Vol. I, Editorial McGraw-Hill, España.
- ☐ Morrissey. Retrofitting Conventional Primary Treatment Plants for Chemically Enhanced Primary Treatment in the USA. In: Chemical Water and Wastewater Treatment II. Proceedings of the Fifth Gothenburg Symposium, R. Klute and H. Hanh (eds). Springer-Verlag. Berlin. pp. 401-416
- ☐ Norma Oficial Mexicana (NOM-001-ECOL-1996). Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. *Diario Oficial de la Federación*, Enero 6 de 1997, 67-81. México
- ☐ Norma Oficial Mexicana (NOM-004-ECOL-2002). Protección ambiental. Lodos y Biosólidos. Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final.
- ☐ Odegaard H. (1992). Norwegian Experiences with Chemical Treatment of Raw Wastewater. *Water Science and Technology*. 12, 25-264.
- ☐ Odegaard H. (1998). Optimized Particle Separation in the Primary Step of Wastewater Treatment. *Water Science and Technology*. 37 (10) 43-53.
- ☐ Programa de Actualización Continua en Infectología (2000). En internet: <http://www.drscope.com/pac/infecto-1/a5/index.htm>
- ☐ Rabell, Silva y Chávez (2002). Efecto de la variación del pH durante la remoción de partículas y huevos de helminto en agua residual destinada para riego agrícola. Memorias del XIII Congreso Nacional "Una gestión por el bien del planeta", Guanajuato.

- Richert D. and Hunter J. (1971). General Nature of Soluble and Particulate Organic in Sewage and Secondary Effluent. *Water Research*. 5 (7) 421-436.
- Romero J.A.(1999). Calidad del Agua. Ed Alfaomega, 2ª ed. México.
- Salinas G. (1998). Impacto del riego con aguas residuales subterráneas del Valle del Mezquital Hgo. Memorias de la primera reunion Nacional de Ciencias de la Tierra, México, pp 172
- Shao Y., Jenkins D., Wanda F., Liu A. and Crosse J. (1996). Advanced Primary treatment: An alternative to biological secondary treatment plant experience. *Wat. Sci. Tech.* 34 (3-4) 223-233.
- Shuval., Fattal B. y Yekutieli P. (1986). State of the art review: An epidemiological approach to the health effects of wastewater reuse. *Wat. Sci. Tech.* 18, 147-162.
- Shuval H. y Batolone C. (1986) Water renovation and reuse. Academic Press, Inc. New York, USA, pp 33-91
- Shuval H. (1991). The Development of Health Guidelines for Wastewater Reclamation. *Wat. Sci. Tech.* 24 (7) 149-155
- Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. (1995). 19<sup>th</sup> ed. American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation. Washington D.C. USA.
- Storhaug R. Rusten B. (1990). Upgrading a Primary Treatment Plant for Nutrient Removal. *Chemical Water and Wastewater Treatment Proceedings of the 4<sup>th</sup> Gothenburg Symposium*. Edición a cargo de H.H. Hahn y R. Klute. Berlin, Springer Verlag. 461-470.
- Strauss M. (1991). Human Waste Use: Health Protection Practices and Scheme Monitoring. *Water Science and Technology*. 24 (9) 67-79.
- Tchobanoglous G.(1995). Particle-Size Characterization: The Next Frontier. *Journal of Environmental Engineering*. 121 (10-12) 844-845.
- Thiem A. Herwing V. y Neis U. (1999). Particle Size Analysis for Improved Sedimentation and Filtration in Wastewater Treatment. *Water Science and Technology*. 39 (8) 99-106.
- U.S. Environmental Protection Agency (1992). Guidelines for Water Reuse. U.S. Agency for International Development. EPA/625/R-921004. pp 248

**ANEXO I****Reactivos****Sulfato de aluminio**

J.T.Baker 0564-01

Sulfato de aluminio 18-Hidrato, Cristal

Reactivo Baker® ACS

Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> • 18H<sub>2</sub>O PM 666.42

ANALISIS REAL, LOTE M16644

Especificaciones ACS

Ensayo Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> • 18H <sub>2</sub> O.....	100.2%
Materia Insoluble.....	<0.001%
Cloruro (Cl).....	<0.005%
Sustancias no precipitadas por NH <sub>4</sub> OH (como SO <sub>4</sub> ).....	<0.2%
Metales pesados (como Pb).....	<0.001%
Hierro (Fe).....	<0.002%
Sulfato de aluminio.....	CAS No. 7784-31-8

**PAX-XL60 S**

Kemwater PAX-XL60 S es un policloruro silicato de aluminio en presentación sólida. Es un coagulante eficiente para el tratamiento de agua potable y residual; tanto municipal como industrial. PAX-XL60 S se disuelve fácilmente en agua.

PAX-XL60 S es un coagulante de aluminio prepolimerizado usado en dosis bajas, lo que reduce el volumen de lodos generados y la necesidad de ajustar el pH. PAX-XL60 S también mejora la filtración del agua sedimentada; ofreciendo mayor tiempo entre retrolavados y una alta remoción de turbiedad, con menor consumo de alcalinidad.

**Especificación del producto***Análisis típico*

Apariencia	Polvo granulado,	amarillo claro
Aluminio	15.4 +/- 0.4 %	
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	29.1 +/- 0.7 %	
Hierro (Fe)	< 0.01 %	
Densidad a granel	Aprox. 0.85 tm/m <sup>3</sup>	
Basicidad	Mediana	
Materia activa	5.7 moles/kg	

**Elementos de traza / Sustancias tóxicas***Análisis típico*

Plata (Ag)	<0.2	mg/kg PAX-XL60 S
Arsénico (As)	<0.1	mg/kg PAX-XL60 S

Cadmio (Cd)	<0.05	mg/kg PAX-XL60 S
Cromo (Cr)	<0.6	mg/kg PAX-XL60 S
Cobre (Cu)	2.0	mg/kg PAX-XL60 S
Mercurio (Hg)	<0.006	mg/kg PAX-XL60 S
Manganeso (Mn)	<0.1	mg/kg PAX-XL60 S
Níquel (Ni)	0.6	mg/kg PAX-XL60 S
Plomo (Pb)	<0.6	mg/kg PAX-XL60 S
Antimonio (Sb)	<0.5	mg/kg PAX-XL60 S
Selenio (Se)	<0.1	mg/kg PAX-XL60 S
Zinc (Zn)	2.0	mg/kg PAX-XL60 S

**Nota: 1 mg/kg = 1 ppm**

#### **Almacenaje**

PAX-XL60S es higroscópico, por lo tanto se recomienda almacenarlo en un lugar seco y fresco, mantenerlo en su empaque original hasta su uso.

#### **Dilución y dosificación**

PAX-XL60 S se disuelve fácilmente; tanto en lotes como en forma continua. Durante la dilución se requiere una buena agitación para evitar grumos. Para más detalles dirigirse a la hoja técnica "Como disolver PAX sólido de Kemwater".

*Inmediatamente después de la dilución se observa una turbiedad ligera.*

#### **Manejo seguro**

Usar ropa apropiada de protección, máscara de respiración, guantes y protección de ojos / rostro.

#### **Entrega**

Bolsas de polietileno de 25 kilogramos. Superbolsas de polipropileno de 850 kilogramos con una bolsa de polietileno interna.

#### **Calidad**

PAX-XL60 S es un coagulante aprobado para el tratamiento de agua potable por la Administración Nacional de Alimentos en Suecia, SLV y la Autoridad de Control de Alimentos en Noruega, SNT. Certificado según el Estándar 60 de ANSI / NSF para efectos de salud con una dosis máxima de 158 mg/L como químico para el tratamiento de agua potable.

#### **Producción y ventas**

Kemwater PAX sólido es producido en Suecia y en China. Ventas en México y Centro América a través de Kemwater de México, S.A. de C.V.

## **PAX-XL19**

*Kemwater PAX-XL19 es un polihidroxidocloruro de aluminio en presentación líquida. Es un coagulante eficiente para el tratamiento de agua residual; tanto municipal como industrial.*

PAX-XL19 es un coagulante de aluminio prepolimerizado usado en dosis bajas, lo que reduce el volumen de lodos generados y la necesidad de ajustar el pH. PAX-XL19 también mejora la filtración del agua sedimentada; ofreciendo mayor tiempo entre retrolavados y una alta remoción de color y turbiedad, con menor consumo de alcalinidad.

#### **Especificación del producto**

*Análisis típico*

Apariencia	Líquido ligeramente turbio
Aluminio	12.4 +/- 0.7 %
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	23.0 +/- 1.0 %
Hierro (Fe)	< 0.03 %
Basicidad	80 +/- 5 %
Gravedad específica	1.34 +/- 0.02

**Almacenaje**

PAX-XL19 debe ser almacenado en un lugar accesible y en contenedores de fibra de vidrio o en tanques de polietileno.

**Dosificación**

PAX-XL19 se dosifica en bombas de diafragma con calibración y resistentes a la corrosión, el producto normalmente se dosifica sin dilución.

**Manejo seguro**

Usar ropa apropiada de protección, máscara de respiración, guantes y protección de ojos / rostro. En caso de contacto con los ojos, se debe lavar suavemente con abundante agua.

**Entrega**

PAX-XL19 se surte en tambores de polietileno de alta densidad conteniendo 280 kgs de peso neto, también se surte en pipas de 10-30 tm.

**Calidad**

PAX-XL19 producido en México es un coagulante eficiente para el tratamiento de agua residual.

**Producción y ventas**

Kemwater PAX-XL19 es producido en México. Ventas en México y Centro América a través de Kemwater de México, S.A. de C.V.

**PAX-XL13**

Kemwater PAX-XL13 es un policloruro de aluminio en presentación sólida. Es un coagulante eficiente para el tratamiento de agua potable y residual; tanto municipal como industrial.

PAX-XL13 es un coagulante de aluminio prepolimerizado usado en dosis bajas, lo que reduce el volumen de lodos generados y la necesidad de ajustar el pH. PAX-XL13 también mejora la filtración del agua sedimentada; ofreciendo mayor tiempo entre retrolavados y una alta remoción de turbiedad, con menor consumo de alcalinidad.

**Especificación del producto**

*Análisis típico*

Apariencia	Líquido amarillo claro
Aluminio	5.3 +/- 0.2 %
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	10.0 +/- 0.4 %
Hierro (Fe)	< 0.01 %
Densidad a granel	1.25 +/- 0.2 g/cm <sup>3</sup>
Basicidad	Mediana alta

### **Almacenaje**

Los tanques de almacenamiento, tubería y válvulas deben de ser de materia resistente a la corrosión, tales como fibra de vidrio, PVC, u otros plásticos apropiados. PAX-XL13 es ligeramente corrosivo y durante un tiempo largo atacará la mayoría de los metales, tales como aluminio, cobre o acero inoxidable. PAX-XL13 puede ser almacenado en temperatura ambiente y no debe de ser almacenado en forma diluida.

### **Dilución y dosificación**

PAX-XL13 debe de ser dosificado sin diluirlo. Se recomienda el uso de bombas de diafragma de materia no corrosiva para la dosificación.

### **Manejo seguro**

Usar ropa apropiada de protección, guantes y protección de ojos / rostro. En caso de emergencia lavar con abundante agua por lo menos durante 15 minutos y contactar a un médico.

### **Entrega**

Pipas de 10-30 toneladas. Tambores de 200 litros y contenedores de 1,000 litros.

### **Producción y ventas**

Kemwater PAX-XL13 es producido en varios países en plantas de Kemwater. Ventas en México y Centro América a través de Kemwater de México, S.A. de C.V.

## **Prosifloc A-252**

Floculante aniónico

Prosifloc A-252

Forma Física: polvo blanco

Actividad: 100%

Carga: aniónica

Densidad de carga: media

Peso molecular: 16 millones

Viscosidad (5g/L): 850 CPS

Densidad : 8.5 g/cm<sup>3</sup>

Solubilidad: completa en agua a temperatura ambiente

Caducidad: 12 meses

Descripción: el Prosifloc A-252 es una archilamida en polvo de alto peso molecular. Se usa para aumentar la eficiencia en sedimentación, clarificación, filtración y centrifugación, acelera la sedimentación de impurezas coloidales y produce lodos con suficiente densidad para asegurar una buena clarificación.

## **Preparación de soluciones**

a) Preparación de la solución stock para sulfato de aluminio:

1. Pesar 2.0412 g de  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  y
2. Disolverlo en 100 mL de agua destilada, este proceso se realizó una hora antes de ser utilizado el coagulante.
3. De esta solución se tomó el volumen deseado, de acuerdo a la concentración estudiada

Se considero que 1 mL = 10 mg  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$

$2.0412\text{g } \text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 / 100 \text{ mL agua}$

$2 \text{ Al} \text{ ---- } \text{Al}_2 \text{ O}_3 \text{ } 53.96 / 101.96 = 1.8892$

Factor = 1.8898

b) Preparación del floculante al 1%:

1. Pesar 1 g de polímero
2. Disolver en 100ml de agua destilada. Este proceso se debe de realizar proxímadamente una hora antes de utilizar el floculante.
3. De esta solución tomar 1ml por cada litro de agua.

## **ANEXO II**

### **Métodos y Técnicas de Laboratorio**

#### **1. Métodos Oficiales**

Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, Andrew D. Eaton, Leonore S. Clesceri, Arnold E. Greenberg, 19<sup>o</sup> Edición, 1995

- a) Sólidos Suspendidos Totales (SST): método 2540 D
- b) Sólidos Totales Totales (STT): método 2540 B
- c) Alcalinidad: método 4500-CO<sub>2</sub> D
- d) Huevos de Helminto : NMX-AA-113-99
- e) Coliformes Fecales: NMX-AA-042-87

#### **2. Métodos no oficiales**

a) *Turbiedad*: método nefelométrico

b) *Conductividad Eléctrica*: conductímetro

Los métodos y técnicas que a continuación se mencionan no son oficiales, son métodos HACH con certificación ISO 9001.

Estos métodos requieren de un espectrofotómetro (reactor ) DR/2010

c) *Nitrógeno Amoniacal*: método del salicilato ( el rango de prueba está limitado de 0 a 50 mg/l NH<sub>3</sub>-N)

1. Introducir el número de programa 343 (prueba del nitrógeno amoniacal) ENTER al reactor y ajustar la longitud de onda 655 nm.
2. Presionar ZERO SAMPLE y despliega las unidades en que medirá este parámetro: mg/L .
3. Destapar los tubos y adicionar 0.1 mL de muestra. A otro tubo agregar agua destilada para que sea el blanco
4. Agregar el contenido de un sobre de salicilato de amonio
5. Agregar el contenido de un sobre de cianuro y agitar hasta disolver el polvo

6. Presionar SHIFT TIMER. Comenzará un período de 20 minutos en espera. Cuando el tiempo se haya cumplido en la pantalla aparecerán los resultados en mg/L .

*e) Demanda Química de Oxígeno: método de digestión*

1. Homogeneizar la muestra.
2. Conectar el reactor. Precalentar a 150°C. Colocar el escudo plástico enfrente del reactor.
3. Extraer la tapa de un tubo de reactivo para digestión de DQO para el intervalo apropiado:

<b>Intervalo de conc mg/L</b>	<b>Tipo de tubo de reactivo para DQO</b>
0 a 150	Intervalo bajo
0 a 1500	Intervalo alto
0 a 15000	Intervalo alto plus

Nota: la mezcla de reactivo es sensible a la luz. Mantener los frascos no utilizados en el recipiente de envío opaco; si es posible, en un refrigerador. La luz que dé en los frascos durante la prueba no afectará los resultados.

1. Sustener el tubo en un ángulo de 45 grados. Colocar con la pipeta 2.0 mL (0.2 mL para el rango 0 a 15000 mg/L) de muestra en el frasco.
2. Volver a colocar la tapa del tubo bien ajustada. Enjuagar la parte exterior del tubo de DQO con agua desionizada y secarlo con una toalla de papel.
3. Invertir suavemente varias veces para mezclar los contenidos. Colocar el tubo en el reactor precalentado

4. Preparar un blanco repitiendo los pasos 3 a 6, sustituyendo 2.0 mL (0.2 mL para el rango 0 a 15000 mg/L) de agua desionizada por la muestra.
5. Someter la muestra a digestión por 2 h.
6. Apagar el reactor. Esperar aproximadamente 20 minutos hasta que los tubos se enfríen a 120°C o menos.
7. Invertir cada tubo varias veces mientras aún están calientes. Colocarlos en un estante. Esperar hasta que hayan alcanzado temperatura ambiente.

Nota: si en la muestra reaccionada aparece un color verde puro, medir la DQO y, si es necesario, repetir la prueba con una muestra diluida

f) *Fósforo reactivo u ortofosfato*: método del molibdovanadato líquido (el intervalo está limitado de 0 a 45.0 mg/L  $\text{PO}_4^{3-}$ )

1. Filtrar cada muestra con un filtro de 0.45  $\mu\text{m}$
2. Una vez filtrada la muestra agregar 25 mL en la celda de lectura
3. Introducir el número de programa 480 ENTER ( método P- $\text{PO}_4$ ) al reactor y en la pantalla aparecerá Zero sample y después
4. Girar el cuadrante de la longitud de onda hasta que la pantalla pequeña muestre 430 nm. Cuando se ajuste la longitud de onda correcta, en la pantalla aparecerá rápidamente Zero sample, luego mg/L  $\text{PO}_4^{3-}$
5. Adicionar a la celda 1 mL de molibdovanadato
6. Presionar SHIFT TIMER. Comenzará un período de espera de 3 minutos
7. Presionar ZERO. En la pantalla se leerá: 0 mg/L  $\text{PO}_4^{3-}$
8. Colocar la celda con muestra y leer.

g) Determinación de Tamaño de Partícula

1. Encender la computadora que esta conectada al contador de partículas Multisizer 3, luego encender el contador-

2. Filtrar el medio electrolítico ISOTON II con filtro de poro de 25  $\mu\text{m}$
3. Colocar el tubo de 100  $\mu\text{m}$  o de 30  $\mu\text{m}$  según la distribución que se desee obtener.
4. En el recipiente que contiene el contador colocar 100 mL de ISOTON II previamente filtrado
5. Utilizar una micropipeta de 1000 a 5000  $\mu\text{L}$  para colocar 1000  $\mu\text{L}$  de muestra.
6. Agitar la mezcla del ISOTON II y la muestra, observar en la computadora que la concentración de dicha mezcla se encuentre entre el 5 y 10%, si no es así, agregar 1000  $\mu\text{L}$  más de muestra y sucesivamente hasta tener una concentración adecuada.
7. Presionar STAR y la computadora desplegara la distribución de partículas según el tubo colocado.
8. Importar los datos a EXCEL y obtener los resultados según las conversiones realizadas.

## Resultados Fisicoquímicos y microbiológicos

PRIMERA ETAPA: EVALUACIÓN DEL TIPO DE COAGULANTE		Conversión	2 Al ---- Al2 O3
Agua a Tratar: Salida del Emisor Central	Velocidad y Tiempo de Coagulación: 400 rpm, 60 seg		
Hora: 7:00 a.m. Muestras Sin filtrar	Velocidad y Tiempo de Floculación: 84 rpm, 10 min	2.0412gAl <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> /100 mL agua	Factor = 1.8898
	Tiempo de Sedimentación: 0 rpm, 5 min	10 mg/mL	

Fecha	Clave	Coagulante	pH	Turbiedad	SST	DQO	Ortofosfato			Nitrógeno Amoniacal		Microbiología		
							P-PO <sub>4</sub>	(PO <sub>4</sub> ) <sup>3-</sup>	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	N-NH <sub>3</sub>	NH <sub>3</sub>	CF	EF	Salmonella
				UNT	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	UFC/100mL	UFC/100mL	UFC/100mL
04-Mar-02	0	ARC	7.33	173	210	609	16	36.7	49.1	36.7	44.6	4x10 <sup>7</sup>	1.5x10 <sup>5</sup>	5x10 <sup>6</sup>
04-Mar-02	1	Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	7.23	63	80	421	6.1	13.9	18.6	32.3	39.3	1.2x10 <sup>7</sup>	1x10 <sup>5</sup>	2x10 <sup>6</sup>
04-Mar-02	2	PAX XL-13	7.42	35.4	22	427	10.1	23.2	31.1	34.4	41.8	1.1x10 <sup>7</sup>	1x10 <sup>5</sup>	1.3x10 <sup>6</sup>
04-Mar-02	3	PAX XL-19	7.45	34	36	399	6.6	15.2	20.3	33.4	40.6	8.6x10 <sup>6</sup>	8.6x10 <sup>4</sup>	6.1x10 <sup>5</sup>
04-Mar-02	4	PAX XL-60	7.53	26.4	30	369	7.5	17.1	22.9	31.1	37.8	1.3x10 <sup>7</sup>	7x10 <sup>4</sup>	2x10 <sup>5</sup>
06-Mar-02	0	ARC	7.50	162	212	597	12	36.4	27.4	38.1	46.4	ND	ND	ND
06-Mar-02	1	Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	7.31	38.2	48	389	8.4	25.8	19.3	34.7	42.2	ND	ND	ND
06-Mar-02	2	PAX XL-13	7.46	46.7	42	416	11.9	36.4	27.2	28.7	34.9	ND	ND	ND
06-Mar-02	3	PAX XL-19	7.60	41.3	28	373	8.9	27.4	20.5	34.4	41.9	ND	ND	ND
06-Mar-02	4	PAX XL-60	7.55	29	24	358	8.7	26.6	19.9	33.1	40.3	ND	ND	ND
13-Mar-02	0	ARC	7.50	190	208	666	9	27.7	20.7	36.3	44.1	ND	ND	ND
13-Mar-02	1	Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	7.30	36.4	24	340	6.6	20.3	15.2	36.5	44.4	ND	ND	ND
13-Mar-02	2	PAX XL-13	7.48	31.7	20	335	7.5	22.9	17.1	35.2	42.8	ND	ND	ND
13-Mar-02	3	PAX XL-19	7.58	37.2	0	348	7.9	24.4	18.2	34.8	42.3	ND	ND	ND
13-Mar-02	4	PAX XL-60	7.54	31.3	8	322	7.1	21.9	16.4	34	41.4	ND	ND	ND

ARC: Agua residual cruda  
ND: No determinado

PRIMERA ETAPA: EVALUACIÓN DEL TIPO DE COAGULANTE		Conversión	2 Al ---- Al2 O3
Agua a Tratar: Salida del Emisor Central	Velocidad y Tiempo de Coagulación: 400 rpm, 60 seg		
Hora: 7:00 a.m. Muestras Filtradas	Velocidad y Tiempo de Floculación: 84 rpm, 10 min	2.0412gAl <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> /100 ml agua	Factor = 1.8898
	Tiempo de Sedimentación: 0 rpm, 5 min	10 mg/ml	

Fecha	Clave	Coagulante	Turbiedad	SST	DQO	Ortofosfato			Nitrógeno Amoniacal		Microbiología		
			UNT	mg/L	mg/L	P-PO <sub>4</sub>	(PO <sub>4</sub> ) <sup>3-</sup>	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	N-NH <sub>3</sub>	NH <sub>3</sub>	CF	EF	Salmonella
					mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	UFC/100ml	UFC/100ml	UFC/100ml
04-Mar-02	0F	ARC	85.4	55	437	7.6	17.5	23.4	32.8	45.2	1.1x10 <sup>7</sup>	1.3x10 <sup>5</sup>	5.3x10 <sup>5</sup>
04-Mar-02	1F	Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	44.8	27	373	4.1	9.4	12.6	29.8	41.4	1.1x10 <sup>7</sup>	1.2x10 <sup>5</sup>	1.4x10 <sup>6</sup>
04-Mar-02	2F	PAX XL-13	40.1	14	397	5.9	13.5	18.1	31.4	43	7.3x10 <sup>6</sup>	1x10 <sup>5</sup>	4.7x10 <sup>5</sup>
04-Mar-02	3F	PAX XL-19	42.1	15	358	6.3	14.5	19.4	31.8	44.4	1.1x10 <sup>7</sup>	1.1x10 <sup>5</sup>	7.1x10 <sup>5</sup>
04-Mar-02	4F	PAX XL-60	34.4	12	339	6.2	14.1	18.9	30.7	43.6	8.2x10 <sup>6</sup>	7.2x10 <sup>4</sup>	3.6x10 <sup>5</sup>
06-Mar-02	0F	ARC		61	436	11.3	34.5	25.8	37.2	45.2	1.1x10 <sup>7</sup>	1.3x10 <sup>5</sup>	5.3x10 <sup>5</sup>
06-Mar-02	1F	Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>		12	353	6.9	21.1	15.8	34	41.4	9.6x10 <sup>6</sup>	1.2x10 <sup>5</sup>	6.9x10 <sup>5</sup>
06-Mar-02	2F	PAX XL-13		25	389	4.4	13.6	10.1	35.4	43	1.2x10 <sup>7</sup>	6.8x10 <sup>4</sup>	1.4x10 <sup>5</sup>
06-Mar-02	3F	PAX XL-19		16	351	10	30.8	23	36.5	44.4	9.5x10 <sup>6</sup>	8x10 <sup>4</sup>	4.8x10 <sup>5</sup>
06-Mar-02	4F	PAX XL-60		21.5	345	8.7	26.8	20	35.9	43.6	6.5x10 <sup>6</sup>	6.9x10 <sup>4</sup>	4.4x10 <sup>5</sup>
13-Mar-02	0F	ARC	89.6	20	468	8.3	25.5	19	38.1	46.3	1.1x10 <sup>7</sup>	1.3x10 <sup>5</sup>	5.3x10 <sup>5</sup>
13-Mar-02	1F	Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	28.6	3.5	326	6.9	21.1	15.7	35.2	42.8	1x10 <sup>7</sup>	7.8x10 <sup>4</sup>	5.4x10 <sup>5</sup>
13-Mar-02	2F	PAX XL-13	28.5	23	324	2.6	7.9	5.9	33.4	40.6	9.1x10 <sup>6</sup>	9x10 <sup>4</sup>	2.1x10 <sup>5</sup>
13-Mar-02	3F	PAX XL-19	17.5	43.5	284	7.5	23.1	17.2	32.8	39.9	6.5x10 <sup>6</sup>	1.4x10 <sup>5</sup>	3x10 <sup>5</sup>
13-Mar-02	4F	PAX XL-60	24.5	7	318	7.7	23.5	17.6	32.7	39.8	7.8x10 <sup>6</sup>	7.6x10 <sup>4</sup>	6.2x10 <sup>5</sup>

ARC: Agua residual cruda  
ND: No determinado

<b>SEGUNDA ETAPA: DOSIS DE COAGULANTE</b>		<b>Conversión</b>	2 Al ---- Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>
Agua a Tratar: Salida del Emisor Central	Velocidad y Tiempo de Coagulación : 400 rpm, 60seg		
Hora: 7:00 Muestras: Sin Filtrar	Velocidad y Tiempo de Floculación: 84 rpm, 10 min	2.0412gAl <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> /100 mL agua	Factor = 1.8898
	Tiempo de Sedimentación: 0 rpm, 5 min	10 mg/mL	

Fecha	Clave	Coagulante	μ mol Al/L para la prueba	pH	Turbiedad UNT	SST mg/L	DQO mg/L	Ortofosfato			Nitrógeno Amoniacal		Microbiología		
								P-PO <sub>4</sub> mg/L	(PO <sub>4</sub> ) <sup>3-</sup> mg/L	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> mg/L	N-NH <sub>3</sub> mg/L	NH <sub>3</sub> mg/L	CF UFC/100mL	EF UFC/100mL	Salmonella UFC/100mL
20-Mar-02	0	ARC		7.39	200	264	807	9.8	30.1	22.5	30.9	37.6	3.3X10 <sup>7</sup>	1.5X10 <sup>5</sup>	2X10 <sup>6</sup>
20-Mar-02	1	PAX XL-60	50	7.17	58.2	30	433	7.1	21.9	16.3	30.6	37.2	1.1X10 <sup>7</sup>	1.4X10 <sup>5</sup>	7.1X10 <sup>5</sup>
20-Mar-02	2	PAX XL-60	100	7.23	50	22	397	7.1	21.7	16.2	28.8	35	9.4X10 <sup>6</sup>	8.3X10 <sup>4</sup>	7.1X10 <sup>5</sup>
20-Mar-02	3	PAX XL-60	200	7.18	38.7	22	375	6.3	19.3	14.4	30.5	37	9.6X10 <sup>6</sup>	5.1X10 <sup>5</sup>	8X10 <sup>4</sup>
24-Mar-02	0	ARC		7.54	179	166	584	8.2	25.1	18.8	33.7	40.9	ND	ND	ND
24-Mar-02	1	PAX XL-60	50	7.37	41.5	30	358	7.2	22.2	16.2	32.6	39.6	ND	ND	ND
24-Mar-02	2	PAX XL-60	100	7.38	33.2	14	332	6.8	21	15.7	33.2	40.4	ND	ND	ND
24-Mar-02	3	PAX XL-60	200	7.28	23.5	8	275	5.4	16.5	12.30	33.5	40.8	ND	ND	ND
01-Abr-02	0	ARC		7	248	212	574	9.9	30.3	22.6	33.2	40.4	ND	ND	ND
01-Abr-02	1	PAX XL-60	50	7.40	46.8	36	287	7.2	22	16.4	32.6	39.5	ND	ND	ND
01-Abr-02	2	PAX XL-60	100	6.86	29.9	24	263	5.7	17.5	13	32.1	39	ND	ND	ND
01-Abr-02	3	PAX XL-60	200	7.15	20.9	16	237	5.7	17.4	13	32.7	39.8	ND	ND	ND

ARC: Agua residual cruda

ND: No determinado

SEGUNDA ETAPA: DOSIS DE COAGULANTE		Conversión	
Agua a Tratar: Salida del Emisor Central	Velocidad y Tiempo de Coagulación : 400 rpm, 60seg	2 Al ---- Al2 O3	
Hora: 7:00 Muestras Filtradas	Velocidad y Tiempo de Floculación: 84 rpm, 10 min	53.96/101.96 = 1.8892	
	Tiempo de Sedimentación: 0 rpm, 5 min	2.0412gAl <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> /100 mL agua Factor = 1.8898	
		10 mg/mL	

Fecha	Clave	Coagulante	μ mol Al/l para la prueba	Turbiedad	SST	DQO	Ortofosfato			Nitrógeno Amoniacal		Microbiología		
				UNT	mg/L	mg/L	P-PO <sub>4</sub>	(PO <sub>4</sub> ) <sup>3-</sup>	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	N-NH <sub>3</sub>	NH <sub>3</sub>	CF	EF	Salmonella
20-Mar-02	0F	ARC		74.7	52	491	6.7	20.4	15.3	29.8	36.3	1.1x10 <sup>7</sup>	1.4x10 <sup>5</sup>	6.4x10 <sup>5</sup>
20-Mar-02	1F	PAX XL-60	50	54	32	398	5.3	16.3	12.2	29.7	36.1	1x10 <sup>7</sup>	4.5x10 <sup>5</sup>	8.3x10 <sup>4</sup>
20-Mar-02	2F	PAX XL-60	100	49.7	21	376	5.5	16.8	12.5	27.7	33.7	6.3x10 <sup>6</sup>	1.1x10 <sup>5</sup>	5.9x10 <sup>5</sup>
20-Mar-02	3F	PAX XL-60	200	35.5	12	362	6.3	19.4	14.5	29.4	35.8	1x10 <sup>7</sup>	8.3x10 <sup>4</sup>	1.1x10 <sup>4</sup>
25-Mar-02	0F	ARC		77.1	45	438	7.5	23	17.2	33.3	40.5	1.1x10 <sup>7</sup>	1.4x10 <sup>5</sup>	6.4x10 <sup>5</sup>
25-Mar-02	1F	PAX XL-60	50	38.6	23	354	7.1	21.7	16.2	32.3	39.2	8.2x10 <sup>6</sup>	9.9x10 <sup>4</sup>	6x10 <sup>5</sup>
25-Mar-02	2F	PAX XL-60	100	24	11	310	5.4	16.6	12.4	32.4	39.4	1.2x10 <sup>7</sup>	6.9x10 <sup>4</sup>	3.2x10 <sup>5</sup>
25-Mar-02	3F	PAX XL-60	200	19.5	9	262	5.1	15.7	11.7	32.5	39.5	1x10 <sup>7</sup>	7.4x10 <sup>4</sup>	2.4x10 <sup>5</sup>
01-Abr-02	0F	ARC		82	45	327	8.1	24.7	18.5	32.9	40	1.1x10 <sup>7</sup>	1.4x10 <sup>5</sup>	6.4x10 <sup>5</sup>
01-Abr-02	1F	PAX XL-60	50	27.2	15	261	6.3	19.3	14.4	29.9	36.4	1.30x10 <sup>7</sup>	6x10 <sup>4</sup>	3.8x10 <sup>5</sup>
01-Abr-02	2F	PAX XL-60	100	18.7	11	256	5.1	15.7	11.7	29.9	36.3	1.2x10 <sup>7</sup>	6.8x10 <sup>4</sup>	2.2x10 <sup>5</sup>
01-Abr-02	3F	PAX XL-60	200	16.9	12	230	3.9	11.8	8.8	30.9	37.5	1x10 <sup>7</sup>	7.4x10 <sup>4</sup>	6.2x10 <sup>5</sup>

ARC: Agua residual cruda

ND: No detectado

TERCERA ETAPA: TIEMPO DE SEDIMENTACION				Conversión	
Agua a Tratar: Salida del Emisor Central		Velocidad y Tiempo de Coagulación: 400 rpm, 60 seg		2 Al ---- Al2 O3	
Hora: 7:00		Velocidad y Tiempo de Floculación: 84 rpm, 10 min		53.96/101.96 = 1.8892	
Muestras: Sin Filtrar				Factor = 1.8898	
				10 mg/mL	

Fecha	Clave	Coagulante	Tiempo Sed min	pH	Turbiedad UNT	SST mg/L	DQO mg/L	Ortofosfato			Nitrógeno Amoniacal		Microbiología		
								P-PO <sub>4</sub> mg/L	{PO <sub>4</sub> } <sup>3-</sup> mg/L	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> mg/L	N-NH <sub>3</sub> mg/L	NH <sub>3</sub> mg/L	CF UFC/100mL	EF UFC/100mL	Salmonella UFC/100mL
03-Abr-02	0	ARC	0.0	7.26	320	466	597	15.1	46.4	34.7	30.2	36.7	3.6X10 <sup>7</sup>	1.2X10 <sup>5</sup>	3.9X10 <sup>7</sup>
03-Abr-02	1	PAX XL-60	5.0	7.09	21.3	28	215	4.4	13.6	10.2	26.6	32.4	1.5X10 <sup>7</sup>	2X10 <sup>4</sup>	7.4X10 <sup>5</sup>
03-Abr-02	2	PAX XL-60	10.0	7.09	21.8	20	216	4.2	12.9	9.6	28	34	1.6X10 <sup>7</sup>	5X10 <sup>4</sup>	1X10 <sup>6</sup>
03-Abr-02	3	PAX XL-60	20.0	7.09	17.2	20	215	4.2	13	9.7	25.1	30.6	3X10 <sup>7</sup>	4X10 <sup>4</sup>	6.1X10 <sup>5</sup>
08-Abr-02	0	ARC	0.0	7.21	152	180	523	8.5	26.1	19.5	32.7	39.8	ND	ND	ND
08-Abr-02	1	PAX XL-60	5.0	7.21	18.5	24	277	5.8	18.1	13.6	29.3	35.7	ND	ND	ND
08-Abr-02	2	PAX XL-60	10.0	7.21	16.2	24.4	280	5.9	18.2	13.6	29.8	36.3	ND	ND	ND
08-Abr-02	3	PAX XL-60	20.0	7.21	16.3	26	280	6.1	18.8	13.9	29.3	35.6	ND	ND	ND
10-Abr-02	0	ARC	0.0	7.49	175	184	534	10	30.6	22.9	34.1	41.5	ND	ND	ND
10-Abr-02	1	PAX XL-60	5.0	7.31	31.8	16	289	6	18.4	13.8	33.5	40.8	ND	ND	ND
10-Abr-02	2	PAX XL-60	10.0	7.31	23.2	18	288	6	18.3	13.7	32.1	39.4	ND	ND	ND
10-Abr-02	3	PAX XL-60	20.0	7.31	36.5	28	286	5.6	17.3	12.9	31.6	38.4	ND	ND	ND

ARC: Agua residual cruda

ND: No determinado

TERCERA ETAPA : TIEMPO DE SEDIMENTACION			Conversión	2 Al ---- Al2 O3
Agua a Tratar:Salida del Emisor Central	Velocidad y Tiempo de Coagulación: 400 rpm, 60 seg			
Hora:7:00	Velocidad y Tiempo de Floculación: 84 rpm, 10 min		2.0412gAl <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> /100 mL agua	Factor = 1.8898
Muestras Filtradas			10 mg/mL	

Fecha	Clave	Coagulante	Tiempo Sed. min	Turbiedad UNT	SST mg/L	DQO mg/L	Ortofosfato			Nitrógeno Amoniacal		Microbiología		
							P-PO <sub>4</sub> mg/L	(PO <sub>4</sub> ) <sup>3-</sup> mg/L	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> mg/L	N-NH <sub>3</sub> mg/L	NH <sub>3</sub> mg/L	CF UFC/100mL	EF UFC/100mL	Salmonella UFC/100mL
03-Abr-02	0F	ARC	0.0	132	91	355	5.9	18.1	13.5	26.6	32.4	2.8x10 <sup>7</sup>	2X10 <sup>5</sup>	1X10 <sup>5</sup>
03-Abr-02	1F	PAX XL-60	5.0	18	14	206	4.3	13.3	9.9	24.6	29.9	2.1X10 <sup>7</sup>	7.4X10 <sup>4</sup>	6X10 <sup>5</sup>
03-Abr-02	2F	PAX XL-60	10.0	14.9	10	0	2.2	6.7	5	26.5	32.2	1.7X10 <sup>7</sup>	3.8X10 <sup>4</sup>	2.2X10 <sup>5</sup>
03-Abr-02	3F	PAX XL-60	20.0	16.8	10	206	4.1	12.7	9.5	23.5	28.6	2.3X10 <sup>7</sup>	5X10 <sup>4</sup>	2X10 <sup>5</sup>
08-Abr-02	0F	ARC	0.0	63.8	39	360	8.1	24.8	18.5	30.3	36.9	ND	ND	ND
08-Abr-02	1F	PAX XL-60	5.0	15.5	14	276	5.4	16.6	13.3	28	34.1	8.6X10 <sup>6</sup>	4.8X10 <sup>4</sup>	3.2X10 <sup>5</sup>
08-Abr-02	2F	PAX XL-60	10.0	13.6	17	265	4.4	13.6	10.2	29	35.3	1.4X10 <sup>7</sup>	9X10 <sup>4</sup>	1X10 <sup>5</sup>
08-Abr-02	3F	PAX XL-60	20.0	15.8	9	27	5.8	17.8	13.3	27.5	35.3	1.5X10 <sup>7</sup>	6X10 <sup>4</sup>	2.6X10 <sup>5</sup>
10-Abr-02	0F	ARC	0.0	108	53	413	8.3	25.4	19	33.1	40.2	ND	ND	ND
10-Abr-02	1F	PAX XL-60	5.0	29.3	13	288	4.4	13.5	10.1	31.2	37.9	1X10 <sup>7</sup>	4X10 <sup>4</sup>	5.2X10 <sup>5</sup>
10-Abr-02	2F	PAX XL-60	10.0	29.5	15	286	4.8	14.7	11	31.3	38.1	2.3X10 <sup>7</sup>	1X10 <sup>4</sup>	5.2X10 <sup>5</sup>
10-Abr-02	3F	PAX XL-60	20.0	23.3	17	279	5.3	16.2	12.1	30	36.5	7.9X10 <sup>6</sup>	8X10 <sup>4</sup>	2.2X10 <sup>5</sup>

ARC: Agua residual cruda  
 ND: No determinado