



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE
MÉXICO**

**FACULTAD DE ESTUDIOS
SUPERIORES CUAUTITLÁN**

**Tratamiento de aguas residuales provenientes del centro de
lavado de una cadena de restaurantes en México utilizando un
biopolímero y cloruro férrico**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

**INGENIERA EN ALIMENTOS
PRESENTA:**

Tamara Abigail López Morales

A S E S O R A

I.A. Ana María Soto Bautista

Cuautitlán Izcalli, Estado de México, 2015.



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.



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES CUAUTITLÁN
UNIDAD DE ADMINISTRACIÓN ESCOLAR
DEPARTAMENTO DE EXÁMENES PROFESIONALES

ASUNTO: VOTO APROBATORIO

M. en C. JORGE ALFREDO CUÉLLAR ORDAZ
DIRECTOR DE LA FES CUAUTITLAN
PRESENTE

ATN: M. EN A. ISMAEL HERNANDEZ MAURICIO
Jefe del Departamento de Exámenes Profesionales
de la FES Cuautitlán.

Con base en el Reglamento General de Exámenes, y la Dirección de la Facultad, nos permitimos comunicar a usted que revisamos el: Trabajo de Tesis

Tratamiento de aguas residuales provenientes del centro de lavado de una cadena de restaurantes en México utilizando un biopolímero y cloruro férrico.

Que presenta la pasante: Tamara Abigail López Morales

Con número de cuenta: 402031190 para obtener el Título de la carrera: Ingeniería en Alimentos

Considerando que dicho trabajo reúne los requisitos necesarios para ser discutido en el EXAMEN PROFESIONAL correspondiente, otorgamos nuestro VOTO APROBATORIO.

ATENTAMENTE

"POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU"

Cuautitlán Izcalli, Méx. a 29 de Julio de 2015.

PROFESORES QUE INTEGRAN EL JURADO

	NOMBRE	FIRMA
PRESIDENTE	I.Q. María Elena Quiroz Macias	
VOCAL	I.A. Ana María Soto Bautista	
SECRETARIO	I.A. Ana María Sabina de la Cruz Javier	
1er. SUPLENTE	I.A. Ana María Sixto Berrocal	
2do. SUPLENTE	I.A. Dulce María Oliver Hernández	

NOTA: los sinodales suplentes están obligados a presentarse el día y hora del Examen Profesional (art. 127).

DEDICATORIA

A **Dios** por ser el creador de mi vida, gracias por nunca soltarme de tu mano, ser mi luz y guía aun en los momentos más difíciles.

A **mis Padres Irma y José** por ser el pilar y ejemplo de mi formación, por todos y cada uno de los esfuerzos que hicieron; gracias por la confianza, motivación y apoyo incondicional que hoy ha hecho posible la culminación de este triunfo que no solo es mío sino también de ustedes.

A **mis hermanos Cindy y Tona** por tenderme siempre la mano, brindarme palabras de aliento y estar conmigo en las buenas y en las malas.

A **mis abuelitas y abuelitos** por ser ejemplo de vida, de lucha incansable, sé que no todos podrán leer esto pero desde donde estén, les agradezco sus cuidados y amor incondicional.

A mi profesora y asesora de Tesis **I.A. Ana María Soto Bautista** por confiar en mí y en este proyecto, por ser la guía para lograr este sueño.

A todos mis amigos de la Generación 26 de Alimentos, gracias por todos esos momentos compartidos en la Universidad en especial a Jimena, Toño, Marcela, Karla, Paco, Jacob, Lua y Rita.

A mis tíos, tías, primos, primas, amigos y amigas que siempre creyeron en mi, gracias por su amistad, apoyo y cariño que no me permitió desistir ante ningún obstáculo.

*“Cada logro que vale la pena, grande o pequeño,
tiene sus etapas y el triunfo; un principio, una lucha y una victoria”
Mahatma Gandhi.*

CONTENIDO

	Pág.
ÍNDICE DE TABLAS	3
ÍNDICE DE FIGURAS	4
INTRODUCCIÓN	6
CAPÍTULO 1. FUNDAMENTOS TEÓRICOS.	
1.1. La contaminación del agua.	8
1.1.1. Clasificación de los contaminantes del agua.	9
1.2. Indicadores de contaminación del agua.	11
1.3. Las aguas residuales en México.	17
1.4. Sistemas de tratamiento de aguas residuales.	19
1.4.1. Tratamiento Preliminar.	19
1.4.2. Tratamiento Primario.	22
1.4.2.1. Coagulación–Floculación.	23
1.4.2.1.1. Uso de agentes coagulantes (cloruro férrico).	25
1.4.2.1.2. Coadyuvantes.	27
1.4.2.1.2.1. Uso de Biopolímeros (quitosano).	28
1.4.3. Tratamiento Secundario.	30
1.4.4. Tratamiento Terciario.	36
CAPITULO 2. DESCRIPCIÓN DEL PROCESO DEL CENTRO DE LAVADO DE UNA CADENA DE RESTAURANTES EN MÉXICO	
2.1. Antecedentes de la empresa.	40
2.2. Descripción dl proceso de la planta de tratamiento de aguas residuales del centro de lavado.	43

CAPITULO 3. METODOLOGÍA	
3.1. Objetivos.	47
3.2. Materiales y Métodos	48
3.2.1. Muestreo y caracterización del agua residual	48
3.2.2 Determinación de la concentración de biopolímero y sal inorgánica.	52
3.2.2.1 Prueba de Jarras.	53
CAPITULO 4. RESULTADOS Y ANÁLISIS	
4.1 Caracterización del agua residual	56
4.2 Determinación de la concentración de biopolímero y sal inorgánica	59
4.2.1 Prueba de Jarras	63
4.2.2 Evaluación de la eficacia del biopolímero y sal inorgánica	69
CONCLUSIONES	71
RECOMENDACIONES	73
BIBLIOGRAFÍA	74

ÍNDICE DE TABLAS

	Pág.
Tabla 1. Clasificación por grupo de contaminantes del agua.	11
Tabla 2. Incremento de plantas de tratamiento de aguas residuales.	18
Tabla 3. Resultados de la caracterización fisicoquímica del agua residual sin tratamiento antes del filtro (turno matutino).	56
Tabla 4. Resultados de la caracterización fisicoquímica del agua residual sin tratamiento antes del filtro (turno vespertino).	57
Tabla 5. Promedio de los resultados de la caracterización fisicoquímica del agua residual sin tratamiento antes del filtro.	57
Tabla 6. Variación del pH del agua residual tratada, modificando el pH inicial de la muestra sin tratamiento, en tubos de ensayo.	61
Tabla 7. Resultados de la caracterización del agua residual tratada, utilizando diferentes concentraciones de coagulante y floculante por medio de pruebas de jarras.	64
Tabla 8. Resultados de la caracterización del agua residual tratada, utilizando 700ppm de FeCl_3 y diferentes concentraciones de quitosán en pruebas de jarras.	68
Tabla 9. Resultados de la caracterización del agua residual tratada, utilizando 900ppm de FeCl_3 y diferentes concentraciones de quitosán en pruebas de jarras.	68
Tabla 10. Porcentaje de remoción de contaminantes a las condiciones establecidas.	69

ÍNDICE DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1. Fundamento de la nefelometría y / o turbidimetria.	12
Figura 2. Ejemplo de Crisol Gooch (izquierda) y Cono Imhoff (derecha).	15
Figura 3. Indicadores Socioeconómicos de la distribución irregular del agua en México.	17
Figura 4. Distribución de los sitios de tratamiento de aguas residuales.	19
Figura 5. Etapas del tratamiento de agua residual.	20
Figura 6. Ejemplos de equipos utilizados en el pre-tratamiento: rejas o cribas, Desarenador, Tanque de Preaireación.	22
Figura 7. Ficha técnica del cloruro férrico.	27
Figura 8. Unidad repetitiva del quitosano.	29
Figura 9. Esquema del tratamiento secundario.	31
Figura 10. Vista aérea de ejemplos de balsas de estabilización.	32
Figura 11. Esquema del tratamiento de lodos activados.	34
Figura 12. Suavizador de aguas antes (izquierda), Tren de filtrado actual (derecha) de la cadena de restaurantes del grupo.	42
Figura 13. Diagrama de flujo de la planta de tratamiento de aguas residuales del centro de lavado de una cadena de restaurantes.	44
Figura 14. Metodología para el cumplimiento de los objetivos.	49
Figura 15. Medidor de conductividad/ SDT/ Salinidad/Temperatura /modelo ExStik II EC400 marca Extech.	50
Figura 16. Técnica para determinar turbidez.	51
Figura 17. Técnica para determinar DQO.	52
Figura 18. Esquema de la prueba de Jarras.	54
Figura 19. Fotografía de las muestras simples antes del filtro o cedazo.	58
Figura 20. Pruebas con 5ppm de biopolímero a diferentes concentraciones de sal inorgánica (100 a 900ppm) en tubos de ensayo.	59
Figura 21. Pruebas con 10ppm de biopolímero a diferentes concentraciones de sal inorgánica (100 a 900ppm) en tubos de ensayo.	59

Figura 22. Pruebas con 15ppm de biopolímero a diferentes concentraciones de sal inorgánica (100 a 900ppm) en tubos de ensayo.	60
Figura 23. Pruebas con 20ppm de biopolímero a diferentes concentraciones de sal inorgánica (100 a 900ppm) en tubos de ensayo.	60
Figura 24. Pruebas con 20ppm de biopolímero a diferentes concentraciones de sal inorgánica (100 a 900ppm) en tubos de ensayo, modificando el pH del agua problema.	62
Figura 25. Efluente tratado con a)700, b)800 y c)900 ppm de sal inorgánica y 20ppm del biopolímero.	64
Figura 26. Efluente tratado con a)800, b)900 y c)1000 ppm de sal inorgánica y 20ppm del biopolímero.	66
Figura 27. Efluente tratado variando la concentración de biopolímero, utilizando 700 y 900ppm de FeCl_3 en prueba de jarras.	67

INTRODUCCIÓN

En México, el agua ha sido reconocida como un asunto estratégico y de seguridad nacional, se ha convertido en elemento central de las actuales políticas ambientales y económicas así como un factor clave del desarrollo social. Por lo que es necesario que todos los cuerpos de agua superficiales y subterráneos del país recuperen su salud, aporten caudales para satisfacer las necesidades de la población y contribuyan al crecimiento económico y calidad de vida de la población; estos requieren mantenerse limpios, sin descargas de aguas residuales urbanas, industriales y agrícolas que los contaminen y afecten más allá de su capacidad natural de asimilación y dilución (Rigola, 1999).

Es sabido que la disponibilidad del vital líquido ha ido en decadencia y la demanda se ha incrementado sustancialmente, aunado a esto, nuevos sectores económicos, grupos poblacionales e industrias requieren de este gran servicio para cumplir con sus necesidades básicas lo que hace aun más complejo el bombeo y distribución del agua, la cual indudablemente será contaminada en algún punto del proceso de utilización de la misma.

La industria alimenticia es sin dudar, participe en gran medida de esta contaminación, es por ello que hoy en día, ya es parte fundamental de la filosofía de cualquier empresa “socialmente responsable”, la recuperación y el tratamiento de las aguas residuales que genera, ya que además de fomentar y contribuir con la conservación del medio ambiente también se puede hablar de ahorros económicos a largo plazo.

El tratamiento de aguas residuales en México, cuenta con tecnología y plantas de primer mundo para tal fin, tal vez el tema va más encaminado hacia la cultura de protección del agua y el correcto manejo del agua residual. Sin embargo más industrias en México necesitan adoptar medidas para la correcta disposición de las llamadas “aguas negras”, además de encausarlas a la cañería o drenajes públicos, la implantación de técnicas para “reúso” de las aguas tratadas es la clave para el desarrollo social y económico.

Como menciona Jiménez Cisneros, B. (2001) en su libro “La contaminación Ambiental en México”, *“para plantear soluciones que no solamente “suenen bien” sino que además puedan ponerse en práctica y, sobre todo, mejoren y preserven el ambiente, es preciso contar, entre otras cosas, con un buen conocimiento técnico tanto del problema como de las opciones de solución”* (Jiménez, 2001).

Durante el presente trabajo se abordaron las técnicas más utilizadas en la industria para el tratamiento de aguas residuales, así mismo se determinó la concentración óptima de coagulante y coadyuvante (sal inorgánica y biopolímero) para el tratamiento de aguas residuales provenientes de un centro de lavado de una cadena de restaurantes para disminuir la carga de contaminantes del efluente. Por tal motivo, se caracterizó fisicoquímicamente el agua residual antes y después de la aplicación de dichos coagulantes y coadyuvantes para establecer el grado de remoción de contaminantes, de igual forma, se propusieron algunas de las recomendaciones necesarias para su implementación y la reutilización del agua en servicios públicos.

CAPÍTULO 1. FUNDAMENTOS TEÓRICOS

1.1. CONTAMINACIÓN DEL AGUA

La contaminación del agua se define como la modificación de sus características propias, generalmente provocada por el ser humano, que la vuelve impropia o peligrosa para el consumo o uso; el origen de la contaminación es muy variado, se pueden citar como causantes a los desechos urbanos e industriales, los drenados de la agricultura y de minas, la erosión, los derrames de sustancias tóxicas (accidentales o intencionales), los efluentes de plantas depuradoras, los subproductos en los procesos de depuración, la ruptura de drenajes y el lavado de la atmósfera, entre otros (Jímenez, 2001).

También podemos definir la contaminación del agua como la presencia de sustancias u organismos extraños en un cuerpo de agua en tal cantidad y con tales características que impiden su uso para un propósito determinado (Arellano y Guzman, 2011).

El agua a diferencia del aire tiene una composición precisa (H_2O) y por lo tanto es fácil identificar los compuestos ajenos a ella. En general se considera como “contaminante” el exceso de materia o energía (calor) que provoquen daño a los humanos, animales, plantas y bienes que perturben negativamente las actividades que normalmente se desarrollan cerca o dentro del agua (Jímenez, 2001).

Además de la contaminación química o sintética, aguas dulces como ríos y arroyos, también son los puntos finales de nuestros desperdicios biológicos, en forma de **aguas residuales**, excrementos de animales y agua de lluvia mezclada con fertilizantes ricos en nutrientes provenientes de jardines y granjas. Esos nutrientes se abren camino a través de los ríos hacia los mares, en ocasiones creando zonas sin oxígeno y por ello sin vida en las zonas costeras de los océanos

En el mundo desarrollado, la regulación ha restringido el vertido de contaminantes a la industria y a los procesos agrícolas en los lagos, arroyos y ríos. La tecnología también ha ofrecido soluciones como costosas filtraciones y plantas de tratamiento que convierten el

agua contaminada en agua para consumo saludable. Se puede observar otra realidad en partes del mundo subdesarrollado, donde hay menos infraestructura económica y técnica para tratar con la gran cantidad de amenazas contaminantes para el agua dulce y todas las especies que dependen de ella.

La generación de las aguas residuales como producto de la actividad humana, ha sido un problema ambiental que, desde la antigüedad, preocupa a las comunidades. Los primeros asentamientos humanos se ubicaron en las cercanías de una corriente de agua que además de abastecerles el líquido, servía como medio para deshacerse de los residuos generados por la población.

1.1.1 Clasificación de los contaminantes del agua

La clasificación de los contaminantes que se pueden encontrar en el agua puede hacerse de formas muy diversas de acuerdo a:

- Su naturaleza
- El tamaño
- Al grupo que pertenece

De acuerdo a su naturaleza. Se distinguen los contaminantes en químicos, biológicos y físicos.

- **Químicos.** Los compuestos químicos provienen de los drenados de minas, solubilizados de la agricultura, derrames de petróleo, pesticidas, aguas residuales municipales, desechos de líquidos industriales y compuestos radioactivos. Producen efectos diversos y pueden ser de origen natural o sintético. Algunos son desechados directamente, otros se forman por la reacción entre diferentes compuestos en el agua, y por último una pequeña fracción se forma durante el tratamiento del agua. Entre estos últimos se encuentran los organoclorados (tetracloruro de carbono y cloroformo, principalmente) que se forman durante la desinfección del agua con cloro.

- **Biológicos.** Son los microorganismos que provocan enfermedades en el hombre u otras especies. Los agentes que las causan entran al agua a través de las heces fecales de humanos o animales. Se estima que el 80% de todas las enfermedades y más de 1/3 de los fallecimientos en países en vías de desarrollo, se debe al consumo de agua contaminada.
- **Físicos.** Se define como la presencia de cualquier agente tangible ajeno al agua, el cual compromete las características y propiedades del agua. Se pueden incluir basura, desechos urbanos como llantas, plásticos, vidrio, etcétera. Este tipo de contaminación altera las propiedades físicas del agua tales como: temperatura, color, sabor, etcétera.

De acuerdo con el tamaño. Según la medida del contaminante, existe:

- Materia suspendida. Corresponde a moléculas en fase dispersa con diámetro equivalente entre 1 y 100 μm .
- Materia coloidal. Es materia suspendida con características similares a la materia disuelta. Tiene diámetro equivalente entre 10^{-3} y 1 μm y se caracteriza por ser de sedimentación muy lenta.
- Materia disuelta. Son moléculas o iones disueltos con diámetro equivalente entre 10^{-5} y $10^{-3}\mu\text{m}$.

En general, la dificultad para eliminar los contaminantes es de mayor a menor en este orden: disueltos, coloidales y suspendidos.

De acuerdo al grupo al que pertenecen. Esta clasificación tiende a agrupar compuestos similares. Los grupos más comunes que se distinguen son los que se mencionan en la tabla 1 (Jímenez, 2001).

Tabla 1. Clasificación por grupo de contaminantes del agua.

Biológicos
Bifenilos policlorados
Compuestos orgánicos biodegradables
Orgánicos refractarios
Detergentes
Éteres
Fenoles
Hidrocarburos
Metales
No metales
Nutrientes (N y P)
Orgánicos refractarios
Plaguicidas
Radiactivos
Radicales (CN-)

Fuente: (Jiménez, 2001).

1.2. INDICADORES DE CONTAMINACIÓN DEL AGUA

Antes de describir los procesos para mejorar la calidad de las aguas, es necesario revisar los indicadores de contaminación utilizados para definir su calidad. Algunos de estos se utilizan en el control de los procesos de tratamiento realizando mediciones de forma continua o discreta. En las definiciones se describen sus características más importantes y el método de análisis o determinación.

1.2.1 TURBIEDAD

Es la propiedad óptica de una suspensión que hace que la luz sea remitida y no transmitida a través de la suspensión. La turbiedad en el agua puede ser causada por una gran variedad de materiales en suspensión, que varían en tamaño desde dispersiones coloidales hasta partículas gruesas, entre otros, arcillas, limo, materia orgánica e inorgánica finamente dividida, organismos planctónicos, microorganismos, etcétera.

Actualmente el método más usado para determinar la turbiedad es el método **nefelométrico** o **turbidimétrico** en el cual se mide 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 la figura 1 se muestra el fundamento de la nefelometría y/o turbidimetría.

El método nefelométrico es el método instrumental mas usado para medir turbiedad, por ser más sensible que el método visual del turbidímetro de Jackson. Los valores de turbiedad sirven para determinar el grado de tratamiento requerido por una fuente de agua (Romero, 2009).

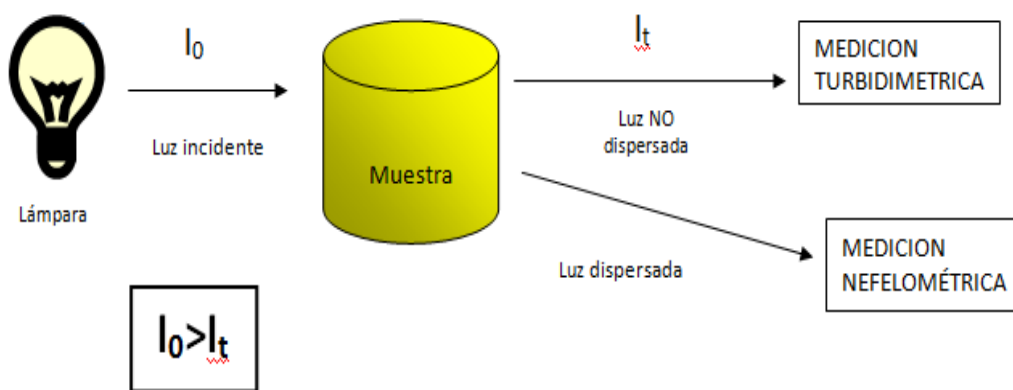


Figura 1. Fundamento de la nefelometría y / o turbidimetría. (Romero, 2009).

1.2.2. COLOR

Las causas más comunes del color del agua son la presencia de hierro y manganeso coloidal o en solución; dos tipos de color se reconocen en el agua: el verdadero o sea el color de la muestra una vez que su turbiedad ha sido removida, y el aparente que incluye el color de las sustancias en solución y coloidales y el color debido al material suspendido.

En general el término color se refiere al color verdadero del agua y se acostumbra medirlo conjuntamente con el pH, pues la intensidad del color depende del pH. Normalmente el color aumenta con el incremento del pH.

La unidad del color es el color producido por un mg/L de platino, en la forma de ion cloroplatinato. La remoción del color es una función del tratamiento del agua y se practica para hacer un agua adecuada para usos generales o industriales (Romero, 2009).

1.2.3. OLOR Y SABOR

Los olores y sabores en el agua frecuentemente ocurren juntos y en general son prácticamente indistinguibles. Muchas pueden ser las causas de olores y sabores en el agua; entre las más comunes se encuentran: materia orgánica en solución; H₂S, cloruro de sodio, sulfato de sodio y manganeso, hierro y manganeso, fenoles, aceites, productos de cloro, diferentes especies de algas, hongos, etc.

La determinación del olor y el sabor en el agua es útil para evaluar la calidad de la misma y su aceptabilidad por parte del consumidor para el control de los procesos de una planta y para determinar en muchos casos la fuente de una posible contaminación. Tanto el olor como el sabor pueden describirse cualitativamente, en general los olores son más fuertes a altas temperaturas. Existen diferentes métodos cuantitativos para expresar la concentración de olor o sabor. El método más usado consiste en determinar la relación de dilución a la cual el olor o sabor es apenas detectable. El valor de dicha relación se expresa como **número detectable de olor o de sabor**.

Así por ejemplo, el procedimiento para detectar el olor consiste en diluir muestras del agua por analizar a 200mL, con agua destilada libre de olor, hasta encontrar la mayor dilución a la cual se alcanzó a percibir el olor. Es decir, que si la mayor dilución a la cual se alcanzo a percibir el olor fue de 5mL a 200, el número detectable de olor será $200/5=40$. En general, el número detectable (ND) puede calcularse así (Romero, 2009):

$$ND = (A + B) / A$$

Dónde:

A = mL de muestra

B = mL de agua libre de olor

1.2.4. TEMPERATURA

Influye en la solubilidad de las sales, y sobre todo en la de los gases y en la disociación de las sales disueltas, y por lo tanto en la conductividad eléctrica y el pH del agua, aparte de ser un parámetro básico para los seres vivos.

Existe una estrecha relación entre la densidad del agua y su temperatura, por lo que cualquier alteración de ésta modifica los movimientos de mezcla de diferentes masas de agua. Las medidas se realizan con un termómetro de mercurio de buena calidad suspendido a una profundidad media. El termómetro debe sumergirse en el agua, preferiblemente con el agua en movimiento y la lectura debe de hacerse después de un periodo de tiempo suficiente que permita la estabilización del nivel de mercurio (Romero, 2009).

1.2.5. SÓLIDOS

Cuando se trata de aguas residuales domésticas o industriales, estas presentan altos valores de turbidez debido a la presencia de diferentes sustancias en suspensión en gran parte de carácter orgánico, que albergan tales aguas. En este caso en realidad no se usa la medida de turbidez, sino la de sólidos (sedimentables o en suspensión) para indicar el contenido de sustancias orgánicas o minerales presentes en el medio.

- **Sólidos totales:** se define como sólidos a la materia que permanece como residuo después de evaporación y secado a 103°C. El valor de los sólidos totales incluye material disuelto y no disuelto (sólidos suspendidos). Para su determinación la muestra se evapora en una capsula previamente pesada, preferiblemente de platino o porcelana, sobre un baño maría y luego se seca a 103-105°C.
- **Sólidos disueltos (o residuo filtrable):** son determinados directamente o por diferencia entre los sólidos totales y los sólidos suspendidos. Si la determinación es

directa se filtra la muestra a través de un filtro de asbesto o de fibra de vidrio en un crisol.

- **Sólidos suspendidos (residuo no filtrable o material no disuelto):** son determinados por filtración a través de un filtro de asbesto o de fibra de vidrio, en un crisol gooch previamente pesado. El crisol con su contenido se seca a 103-105°C. El incremento de peso sobre el peso inicial representa el contenido de sólidos suspendidos o residuo no filtrable.
- **Sólidos volátiles o sólidos fijos:** con el fin de obtener una medida de la cantidad de materia orgánica presente. El procedimiento estándar es el de someter las cápsulas con el residuo retenido después de completar el ensayo para sólidos totales o el crisol gooch.
- **Sólidos sedimentables:** la denominación se aplica a los sólidos en suspensión que se sedimentaran, bajo condiciones estables por acción de la gravedad. La determinación se hace llenando un cono imhoff de un litro de volumen y registrando el volumen de material sedimentado en el cono al cabo de una hora (Romero, 2009). En la figura 2 se ejemplifica un crisol gooch y los conos imhoff, los cuales son ampliamente utilizados para la determinación de sólidos.



Figura 2. Ejemplo de Crisol Gooch (izquierda) y Cono Imhoff (derecha) (Romero,2009)

1.2.6. DQO

Ciertas sustancias presentes en las aguas residuales, cuando se vierte el conjunto en un curso o a una masa de agua, captan parte del oxígeno existente debido a la presencia de sustancias químicas reductoras. Estas necesidades del O₂, al margen de todo proceso biológico se denominan Demanda Química de Oxígeno, DQO.

La medida de la DQO es una estimación de los materiales oxidables presentes en el agua cualquiera que sea su origen orgánico o mineral (hierro ferroso, nitritos, amoníaco, sulfuros y cloruros). Es un test particularmente útil para apreciar el funcionamiento de las estaciones depuradoras y muchos vertidos industriales (Jímenez, 2001).

1.2.7. pH

Mide la concentración de iones hidrógeno en el agua. Un pH elevado indica una baja concentración de iones H⁺, y por lo tanto una alcalinización del medio. Por el contrario un pH bajo indica una acidificación del medio. Estas variaciones tienen una repercusión muy importante sobre las biocenosis existentes. Las determinaciones del pH de agua se realizan por métodos colorimétricos o electrométricos; estos últimos se utilizan para medidas más precisas (Seoáñez, 2004).

1.2.8. CONDUCTIVIDAD

Es una medida de la resistencia que opone el agua al paso de la corriente eléctrica entre dos electrodos impolarizables sumergidos en la misma. La conductividad del agua da una buena apreciación de la concentración de los iones en disolución y una conductividad elevada se traduce en una salinidad elevada o en valores anómalos del pH (Orozco y Pérez, 2003).

La conductividad del agua depende de la concentración total de sustancias disueltas ionizadas en el agua y de la temperatura a la cual se haga la determinación. Por lo tanto cualquier cambio en la cantidad de sustancias disueltas, en la movilidad de los iones disueltos y en su valencia, implica un cambio en la conductividad. Por ello el valor de la conductividad es muy usado en análisis de aguas para obtener un estimado rápido del contenido de sólidos disueltos (Romero, 2009).

1.3. LAS AGUAS RESIDUALES EN MÉXICO

El 67% del territorio mexicano es árido o semiárido y solamente el 33% es húmedo o semihúmedo. La precipitación media anual es de 777mm, de los cuales cerca del 27% se transforma en un escurrimiento de 13,000 m³/s con una parte no recuperable de aproximadamente 3,488 m³/s. Al igual que en el resto del mundo, la distribución es muy irregular y se concentra principalmente en el sur. Aun cuando el balance global del país es positivo, los balances regionales en casi la mitad del territorio muestran un déficit considerable, como se aprecia en la figura 3 (Jiménez, 2001).

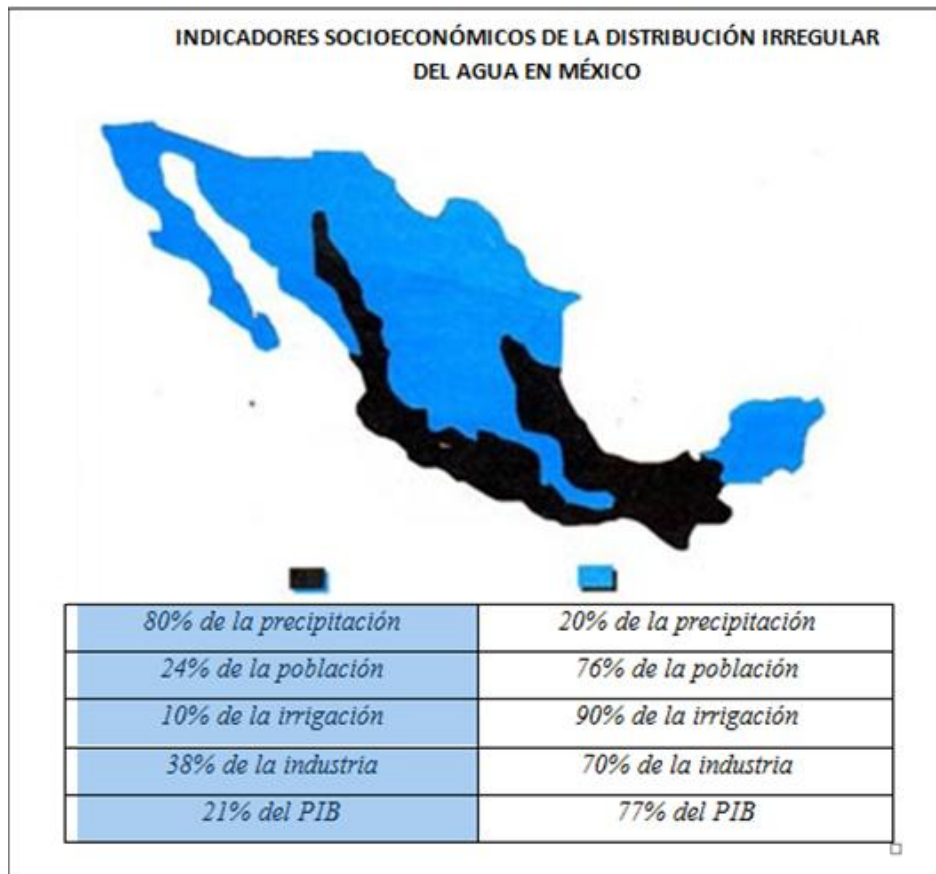


Figura 3. Indicadores socioeconómicos de la distribución irregular del agua en México (Jiménez, 2001)

En nuestro país, el suministro de agua para la población y el saneamiento de las aguas residuales que resultan de su utilización en las diversas actividades son responsabilidad de

los gobiernos municipales, mientras que en el caso del Distrito Federal se trata de una atribución del gobierno central de la entidad. Como se aprecia en la tabla 2, el incremento en el número de plantas de tratamiento de aguas a nivel nacional ha sido sustancial comparando 1995 contra 2011.

Tabla 2. Incremento de plantas de tratamiento de aguas residuales.

Plantas de tratamiento de aguas residuales municipales en operación 1995 y 2011		
CONCEPTO	1995	2011
Plantas de tratamiento	469	2289
Capacidad instalada (lps)	48 172	137 082
Volumen de tratamiento (lps)	41 706	97 640

lps: litros por segundo

Fuente: Comisión Nacional del Agua, citada en: Presidencia de la República. Sexto Informe de Gobierno, 2012. Anexo Estadístico. México, DF, 2012.

El tratamiento de las aguas residuales es esencial para la salud de los ecosistemas, la biodiversidad y la salud humana; para dar cumplimiento a las leyes y normas emitidas al respecto se han construido plantas o establecido sitios con esa finalidad.

Frente a la fragilidad del recurso, misma que potencialmente se verá acentuada en un entorno de cambio climático, se requiere de una administración del servicio desde una perspectiva de sustentabilidad, lo que obliga, entre otras cosas, a contar con información sobre las características ambientales, técnicas y administrativas de la prestación del servicio de agua (INEGI, 2012).

En las 16 delegaciones del Distrito Federal al menos una parte de las aguas residuales recibe tratamiento. Esta depuración de carga contaminante se realiza en 34 plantas o sitios, donde en su gran mayoría (85%) se realizan procesos de los denominados de tipo secundario o convencional, como filtros biológicos, lodos activados y sistemas duales, principalmente (figura 4) (INEGI, 2013).

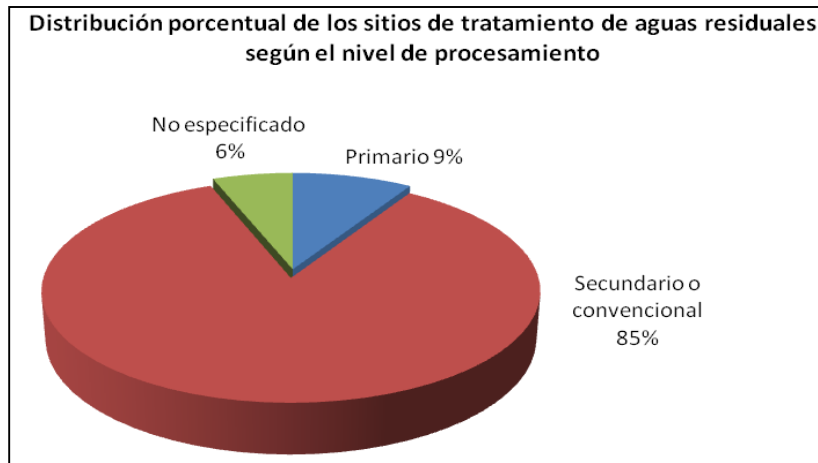


Figura 4. Distribución de los sitios de tratamiento de aguas residuales (INEGI, 2013).

1.4. SISTEMAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Los procesos de tratamiento de aguas residuales constan de una serie de etapas cada una dirigida a la eliminación preferente de determinados contaminantes, se clasifican en preliminar o previos, primarios, secundarios o biológicos, terciarios y otros tratamientos. Como lo muestra la figura 5.

1.4.1. Tratamiento preliminar

Toda planta depuradora de aguas residuales debe poseer un conjunto de elementos estáticos o dinámicos que permitan separar los sólidos gruesos y finos (arenas), cuyo paso a los tratamientos posteriores dificultaría la operatividad de los mismos. También es necesaria la regulación del caudal de entrada a la planta para que no se superen los criterios de diseño de las distintas operaciones (Orozco y Pérez, 2003).

Por lo tanto los dispositivos para el tratamiento preliminar se diseñan para:

- 1) Separar o disminuir el tamaño de los sólidos orgánicos grandes que flotan o están suspendidos. Estos sólidos consisten generalmente en trozos de madera, tela, papel, basura, junto con algo de materia fecal.

- 2) Separar los sólidos inorgánicos pesados, como la arena, la grava e incluso objetos metálicos; a todo lo cual se llama arena.
- 3) Separar cantidades excesivas de aceites y grasas.

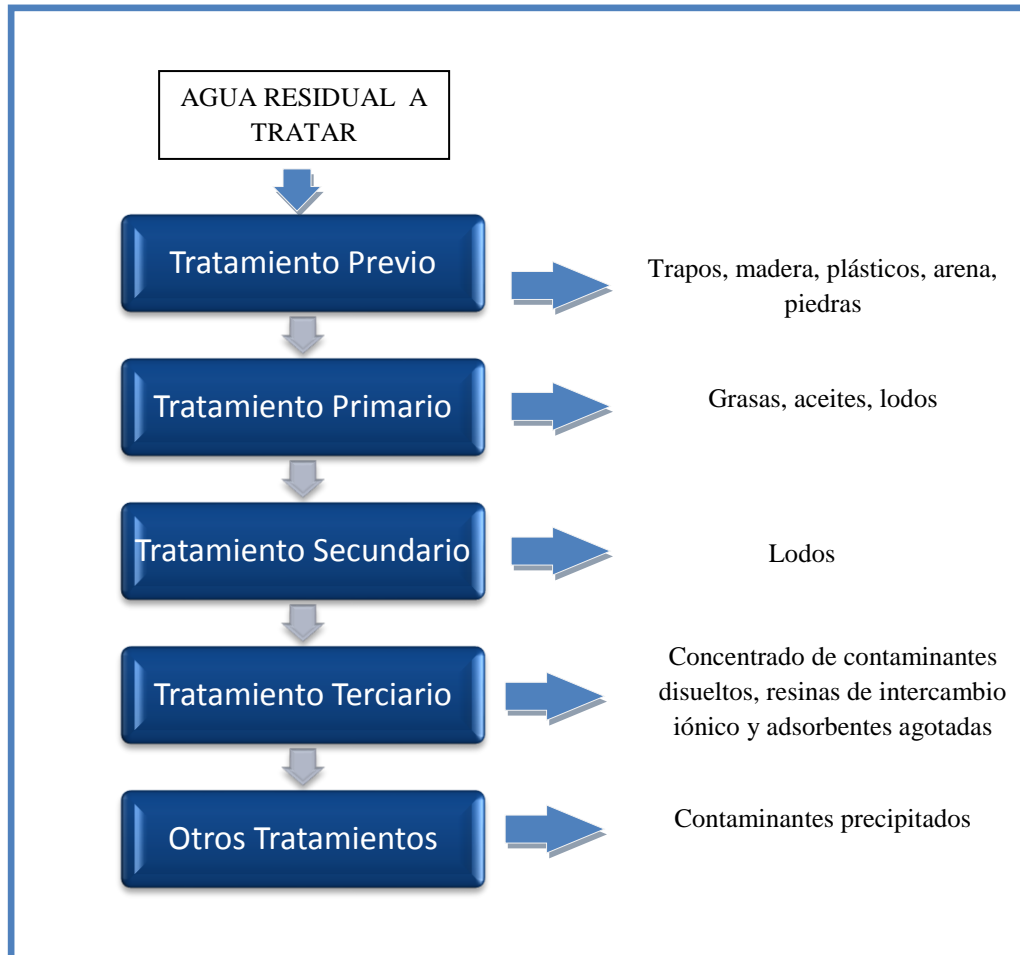


Figura 5. Etapas del tratamiento de agua residual (Orozco y Pérez 2003).

Los dispositivos más utilizados en esta etapa son las rejas, desmenuzadores y los desarenadores.

- Rejas o cribas y tamices

Las rejas o cribas están formadas por barras paralelas (horizontales o verticales) que se sumergen parcialmente en el canal de entrada a la planta de tratamiento. Estas barras se colocan con un ángulo de inclinación comprendido entre 45° y 60° con respecto a la

vertical. Los sólidos retenidos se recogen por procedimientos manuales o automáticos empleando rastrillos.

También se pueden utilizar tamices, que pueden ser del tipo disco o tambor, están provistas de una tela de malla fina, generalmente de acero inoxidable con aberturas que oscilan de 6mm a 2mm.

Los sólidos separados por las rejillas y tamices pueden ser incorporados al sistema público de recolección de basura o bien incinerarlos, previo secado (Pasquali, 2004).

- Desmenuzadores

Los molinos, cortadoras y trituradoras son dispositivos que sirven para romper o cortar los sólidos hasta un tamaño tal que permita que sean reintegrados a las aguas negras sin peligro de obstruir las bombas o las tuberías, o afectar los sistemas de tratamiento posteriores (Hilleboe, 2005).

- Desarenadores

La función de los desarenadores es separar la arena, grava y otras partículas densas presentes en el agua residual con el fin de proteger los equipos mecánicos móviles, tales como las bombas de la abrasión y desgaste anormales. Existen dos tipos de desarenadores: de flujo horizontal y aireados (Pasquali, 2004).

- Tanques de preaireación

A veces se procura una preaireación de las aguas negras, es decir una aireación antes del tratamiento primario. La agitación de las aguas negras en presencia de aire, tiende a aglomerar o flocular los sólidos suspendidos más ligeros, formándose masas más pesadas que se asientan más rápidamente en los tanques de sedimentación, contribuye a la separación de la grasa o el aceite de las aguas negras y sus sólidos llevándolos a la superficie. Por la adición de aire se restauran también las condiciones aerobias de las aguas negras, favoreciendo el tratamiento subsecuente (Hilleboe, 2005).



Figura 6. Ejemplos de equipos utilizados en el pre-tratamiento: rejas o cribas, Desarenador, Tanque de Preaireación.

1.4.2. Tratamiento primario

Se denomina así al proceso o conjunto de procesos que tienen como objetivo la eliminación por medios físicos y químicos, de los sólidos en suspensión más finos no eliminados en el tratamiento preliminar (Orozcoy Pérez, 2003).

En el tratamiento primario se eliminan las partículas contenidas en el agua residual por **sedimentación, coagulación-floculación y filtración**, también se incluye en el tratamiento primario la separación de grasas y aceites, de sólidos y líquidos no miscibles por flotación y además la neutralización.

Los principales dispositivos para el tratamiento primario son los tanques de sedimentación, algunos de los cuales tienen también la función adicional de servir para la descomposición de los sólidos orgánicos sedimentados lo cual se conoce como digestión de lodos (Pasquali, 2004).

En la sedimentación se separan las partículas en suspensión en forma de un lodo o barro, esta separación se consigue disminuyendo la velocidad de circulación de las aguas residuales a un valor lo suficientemente pequeño como para que las partículas se depositen en el fondo del equipo.

La sedimentación se puede realizar en forma discontinua o continua. En la sedimentación discontinua se deja en reposo al agua residual durante un periodo de tiempo tal que las partículas sedimenten.

En la operación continua la sedimentación se realiza durante el tiempo de residencia del agua dentro del equipo, el agua clarificada y los lodos se extraen en forma continua (Jiménez, 2001).

1.4.2.1. Coagulación - Flocculación

Las aguas naturales o residuales contienen sustancias tanto disueltas como en suspensión, ambas pueden ser orgánicas e inorgánicas. Las materias en suspensión pueden tener un tamaño y densidad tal que pueden eliminarse del agua por simple sedimentación, algunas partículas son de un tamaño tan pequeño y tienen una carga eléctrica superficial, que las hace repelerse continuamente, impidiendo su aglomeración y la formación de una partícula más pesada para poder así sedimentar. La carga eléctrica del mismo signo de las partículas coloidales originan una repulsión entre ellas, (generalmente en el agua las partículas de arcilla y otros coloides tienen carga negativa), impidiendo así su unión y separación del líquido, conocido como Potencial (Z), el cual es una medida de la estabilidad del coloide e indica la mayor o menor dificultad de coagulación del mismo, de aquí la necesidad de adicionar un electrolito que neutralice la carga eléctrica del coloide para eliminarlas por decantación. Para conseguir la eliminación de las micelas coloidales es necesaria la adición de determinadas sustancias que permitan su coagulación, aglomeración y posterior sedimentación. El proceso se denomina coagulación-floculación.

Por lo que la coagulación, es un proceso químico por el cual se añade un coagulante (sustancia química) al agua con el objeto de destruir la estabilidad de los coloides y promover su agregación y la floculación es el proceso físico de mezcla rápida y lenta, por medio del cual se incrementa la posibilidad de choque entre partículas y por consiguiente la formación del floculo.

La diferencia básica entre coagulación y floculación reside en que el coagulante anula las fuerzas repulsivas entre las partículas coloidales, iniciando la formación de microfloculos, en cambio el floculante engloba estos microfloculos aumentando su tamaño y densidad de modo que sedimenten más fácil y rápidamente.

Este proceso o tratamiento envuelve una serie de operaciones mecánicas y químicas mediante las cuales el agente coagulante se torna efectivo abarcando tres fases: *a) agregado de sustancias químicas, b) mezcla o difusión, etapa en la cual el coagulante disuelto se dispersa rápidamente y en forma turbulenta en el agua cruda, y c) floculación, proceso que comprende una agitación lenta del agua por un periodo relativamente largo, durante el cual las partículas finamente divididas o en estado coloidal van neutralizándose, juntándose o aglomerándose para formar un floculo hidratado de tamaño tal que puedan sedimentarse bajo la acción de la fuerza de gravedad. Sin embargo, los floculos más finos no son eliminados por sedimentación, y por lo tanto hay que recurrir a filtración como proceso complementario posterior a la coagulación (Unda, 2000).*

Este tratamiento se aplica en situaciones específicas cuando:

- a. El agua residual contiene gran cantidad de compuestos en estado coloidal o suspendido, que son o no tóxicos.
- b. Los componentes del agua residual no son biodegradables.
- c. Los reactivos para el tratamiento se adquieren con precios bajos.
- d. Se desea garantizar la sedimentación de los sólidos.
- e. Como pre tratamiento con la finalidad de aumentar la eficiencia de los procesos subsecuentes de remoción cuando los requisitos del efluente justifican el empleo de un proceso primario avanzado (Jiménez, 2001).

Los coagulantes más usados son: sulfato de aluminio, sulfato ferroso, **cloruro férrico**, sulfato férrico y aluminato de sodio y cal, que neutralizan la carga eléctrica del coloide anulando las fuerzas electrostáticas repulsivas, de forma que los cationes trivalentes de aluminio o hierro neutralizan las cargas eléctricas negativas que suelen rodear a las partículas coloidales dispersas en el agua (Romero, 2009).

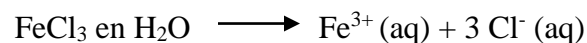
1.4.2.1.1 Uso de agentes coagulantes (Cloruro férrico)

Como se ha mencionado, la coagulación contempla la adición de un coagulante que estimule la desestabilización de los coloides presentes en el agua residual lo cual promoverá su agregación.

La adición del coagulante debe realizarse de tal modo que se posibilite una mezcla rápida del reactivo químico con el agua; para tal fin, es recomendable utilizar un depósito o reactor de mezcla dotado de algún sistema de agitación rápida (hélices, turbinas etc.), operando a velocidades en torno a 100-200rpm, aunque a veces se aprovecha únicamente la turbulencia creada por la adición del reactivo al agua.

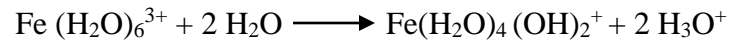
Una parte de los iones metálicos del coagulante se dirigen a la neutralización directa de las cargas del coloide, mientras que otros originan una serie de reacciones en el agua (reacciones hidrolíticas), formando bien cationes hidroxilados o hidróxidos insolubles, lo que aumenta el carácter ácido de la disolución. Las reacciones químicas que pueden producirse son muy diversas y además estos cationes se encuentran siempre hidratados.

Por ejemplo, la utilización de **FeCl₃**, (**cloruro férrico**), como coagulante, implica una serie compleja de procesos, los cuales se indican de forma simplificada, por medio de la siguiente ecuación:

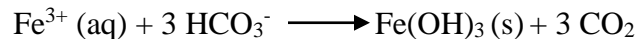


Estos iones hidratados pueden evolucionar a la formación de iones más complejos o a la formación de hidróxidos insolubles:

a) Formación de iones:



b) Formación de hidróxidos:



Los hidróxidos son precipitados gelatinosos que atrapan a los coloides y facilitan su sedimentación.

El pH es un factor crítico en el proceso, siempre hay un intervalo de pH en el que un coagulante específico trabaja mejor, y ese valor debe quedar en la zona de mínima solubilidad de los iones metálicos del coagulante, para el Cloruro Férrico la zona es $\text{pH} > 5$.

La dosificación de coagulante a emplear se obtiene experimentalmente por mediciones de la turbidez residual en función de la dosis de reactivo añadido y pH de trabajo (Orozco y Pérez, 2003).

El cloruro férrico (**FeCl₃**), coagulante en el que se centra este estudio, se consigue en forma líquida o cristalina. Aunque es de bajo costo su manejo es difícil debido a su alta agresividad y debe utilizarse con equipo resistente a la corrosión. Es más usado en tratamientos de agua residuales que en aguas para consumo; sin embargo produce óptimos resultados en aguas subterráneas con alto contenido de hierro.

El cloruro férrico es un compuesto químico utilizado a escala industrial perteneciente al grupo de los haluros metálicos, el color de sus cristales dependen del ángulo de visión: cuando reflejan la luz los cristales tienen un color verde oscuro, cuando transmiten la luz su color es rojo púrpuro. El cloruro férrico en solución al 40% se utiliza como coagulante para tratamiento de aguas y efluentes, se comercializa habitualmente a granel (Nordell, 1975). A continuación en la figura 7, se presenta la ficha técnica del cloruro férrico.

Cloruro Férrico FeCl₃	
Nombre IUPAC	Cloruro de hierro (III)
Otros nombres	Percloruro de hierro Percloruro férrico <i>Flores martis</i> <u>Molisita (Mineral)</u>
Propiedades Físicas	
Estado de agregación	Sólido
Apariencia	Verde oscuro (cristal)
Densidad	2800 kg/m³; 2,8g/cm³
Masa molar	162,20 g/mol
Punto de fusión	533K (260°C)
Punto de ebullición	588 K (315°C)
Solubilidad en agua	92 g / 100mL (20°C)
Riesgos	
Ingestión	Nauseas, vómitos
Piel	Irritaciones, quemaduras
Ojos	

Figura 7. Ficha técnica del cloruro férrico.

1.4.2.2. Coadyuvantes

La importancia de aplicar el coagulante ideal en las condiciones ideales que permitan que el proceso de coagulación-floculación sea eficiente. Los coadyuvantes de coagulación o floculantes son productos que favorecen el proceso de formación del floculo, actuando como puente o unión para captar mecánicamente las partículas en suspensión. Uno de los coadyuvantes que se ha utilizado con mucho éxito son los llamados biopolímeros, los cuales son macromoléculas presentes en los seres vivos. Una definición de los mismos los considera materiales poliméricos o macromoleculares sintetizados por los seres vivos. Existen tres principales familias de biopolímeros: proteínas (fibrinas, globulinas, etc.), polisacáridos (celulosa, alginatos, etc.) y ácidos nucleicos (ADN, ARN, etc.). El biopolímero más abundante en la tierra es la celulosa, así mismo, **la quitina** presente en los exoesqueletos de arácnidos, crustáceos e insectos (Caldera et al., 2009).

1.4.2.2.1. Uso de Biopolímeros (Quitosano)

El quitosano, como biopolímero y agente coadyuvante, se utiliza en el tratamiento de las aguas residuales, ya que se ha empleado como coagulante primario en aguas residuales de alta turbidez y alcalinidad, como floculante para remoción de partículas coloidales sólidas y aceites, y para la captura de metales pesados y pesticidas en soluciones acuosas. Se ha demostrado su efectividad como coagulante en una variedad de aguas residuales industriales tales como las avícolas, lácteas, industrias de alimentos y cárnicas, así como también en aguas naturales con diferentes valores de turbidez (Caldera et al., 2009).

El quitosano se obtiene de la desacetilación de la quitina, presente en el exoesqueleto de artrópodos y zooplancton marino. Muchos de estos biopolímeros aparecen en desechos de la pesca, como es el caso de la biomasa del camarón, la cual pasa inadvertida por la industria pesquera. La obtención requiere tratamiento de desmineralización (HCl), desproteinización (NaOH), y desacetilación (NaOH) empleando diferentes condiciones de temperatura, tiempo de reacción y concentraciones de los ácidos y bases (Caldera et al., 2009).

El quitosano se ha descrito como un biopolímero catiónico lineal, biodegradable, no tóxico de alto peso molecular, de fácil aplicación y ambientalmente amigable. Se ha demostrado que la presencia de los grupos amino en la estructura del quitosano confieren la capacidad para coagular sustancias coloidales, además su uso permite aumentar la acción de coagulantes inorgánicos convencionales (Baquero y Rodríguez, 2014). Por esta razón es muy atractivo su uso como coagulante en el tratamiento de aguas industriales. Entre sus aplicaciones se destacan la biomedicina, biotecnología, medicina, tratamiento de aguas industriales alimenticias, floculación y coagulación de proteínas y aminoácidos, además tiene propiedades antifúngicas y antibacteriales (Caldera et al., 2009). En la figura 8 se puede apreciar la unidad representativa del quitosano.

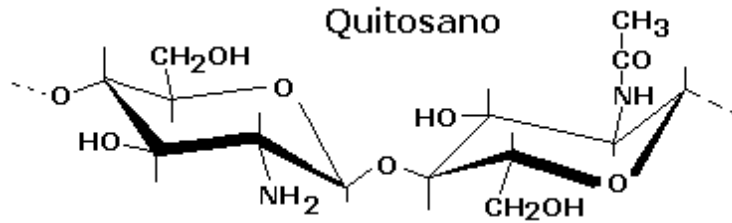


Figura 8. Unidad repetitiva del quitosano (Lárez, 2002).

Por otro lado, la separación de los floculos originados en el proceso de coagulación-floculación se realiza en una operación denominada **decantación**, aumentando el tiempo de permanencia del agua en depósitos adecuados, llamados decantadores. Los floculos sedimentados dan lugar a los fangos o lodos los cuales son purgados periódicamente del decantador. El agua decantada (libre de floculos) se recoge en superficie.

Los decantadores utilizados pueden dividirse en **estáticos** y por **contacto de fangos o dinámicos**. En este segundo grupo, el término dinámico se utiliza para referirse a decantadores en los que se produce el contacto continuo entre el agua floculada y los fangos con el fin de acelerar y mejorar la decantación (Orozco y Pérez, 2003).

La **filtración** generalmente es una operación complementaria de la coagulación-floculación y decantación. Consiste en hacer pasar un líquido que contiene materias en suspensión a través de un medio poroso o filtro, que permite el paso del líquido pero no el de las partículas sólidas, quedando estas retenidas en el mismo. De este modo las partículas que no han sedimentado en el decantador son retenidas en los filtros, en función del tamaño de partícula y del tamaño de poro del filtro (Orozco y Pérez, 2003).

El material más usado como medio filtrante es la arena y, en ciertos casos, se utiliza la tierra de diatomeas. Esta última, a la que también se le denomina diatomita, es una roca sedimentaria formada por los frustulos de diatomeas fósiles, que están compuestos por sílice (dióxido de silicio).

Los equipos utilizados en este proceso son:

- Filtros de gravedad

Actualmente se emplean los filtros de gravedad de circulación rápida, que operan con flujos de 80 a 160 litros por metro cuadrado de lecho filtrante y por minuto.

El medio filtrante se apoya en un lecho de 30 a 40 centímetros de grava de unos 3 milímetros de diámetro y este último en un falso fondo, que puede estar formado por listones de madera.

- Filtros a presión

Los filtros a presión se diferencian de los de gravedad en que el lecho filtrante se encuentra encerrado en una carcasa, cuyo interior se halla sometido a presión. Los flujos son del orden de los 125 litros por metro cuadrado de lecho filtrante y por minuto.

Estos filtros ocupan menos espacio que los de gravedad, pero su limpieza e inspección son más difíciles (Pasquali, 2004).

1.4.3. Tratamiento secundario

En el tratamiento secundario se realiza la degradación biológica de la materia orgánica tanto la disuelta como la que se encuentra como coloide (Pasquali, 2004). En este tipo de tratamiento se emplean cultivos biológicos para llevar a cabo una descomposición aeróbica u oxidación del material orgánico, transformándolo en compuestos más estables, lográndose un mayor grado de tratamiento que el que se obtiene con una sedimentación primaria (Hilleboe, 2005).

Consta de dos procesos, uno de naturaleza bioquímica, en el que las bacterias, a través de reacciones metabólicas, producen la degradación y mineralización de la materia orgánica (catabolismo), generando nuevas células (anabolismo), y otro, de naturaleza físico-química, durante el cual se produce la decantación de los llamados fangos secundarios, compuestos

fundamentalmente por biomasa (microorganismos vivos y muertos), como se aprecia en la figura 9.

Los microorganismos que intervienen en el proceso de depuración pueden clasificarse en:

- **Heterótrofos**, que utilizan carbono orgánico para alimentarse, empleando la energía desprendida en la degradación de la materia orgánica a productos más sencillos.
- **Autótrofos**, que utilizan carbono inorgánico (CO_2) y sustancias minerales, la energía que necesitan puede ser radiación solar (fotótrofos) o provenir de reacciones químicas de oxidación-reducción (quimiótrofos) (Orozco y Perez, 2003).

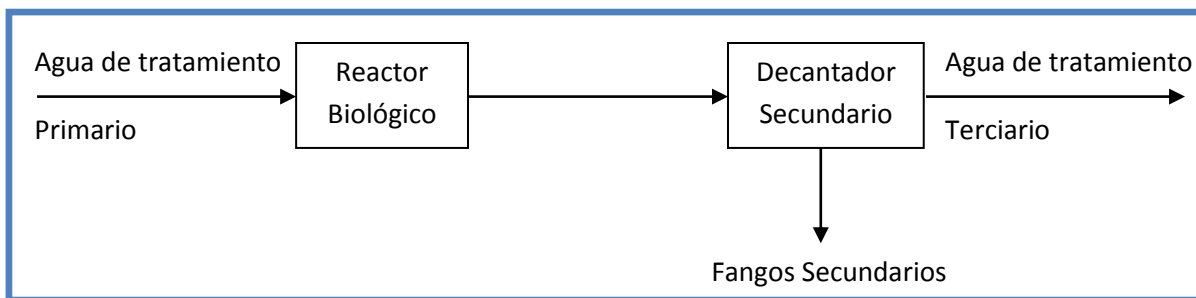


Figura 9. Esquema del tratamiento secundario. (Hilleboe, 2005)

En casi todos los sistemas de depuración biológica de aguas residuales los cultivos bacterianos son naturales. Una excepción son las instalaciones de nitrificación, donde se pueden implantar cultivos casi puros de bacterias de los géneros *Nitrosomonas* y *Nitrobacter*. A continuación se presentan los procesos más utilizados en el tratamiento secundario.

- Balsas o lagunas de estabilización

Las balsas de estabilización están construidas en el terreno. Admiten cargas relativamente bajas de materia orgánica a degradar, con valores tales que consuman entre 25 y 100 kilogramos de oxígeno por hectárea y por día. Este bajo rendimiento hace que las balsas de estabilización requieran grandes extensiones de terreno.

En este tipo de procesos, la oxigenación del agua se produce por la actividad fotosintetizadora de las algas y de las cianobacterias, y también por la aereación natural de la superficie debida al viento. Existen tres clases de balsas de estabilización: aerobias, facultativas y anaerobias.

Las balsas aerobias dependen de las algas y de las cianobacterias para el suministro de oxígeno y, por lo tanto, de la luz solar. Por esta última razón, la profundidad no puede ser superior a 1.5 metros. El tiempo de retención está comprendido entre 2 y 6 días, lográndose una disminución de la demanda bioquímica de oxígeno del 80 al 95 por ciento.

Con una profundidad mayor, las balsas facultativas funcionan en forma aerobia en la superficie y anaerobia en el fondo. Como consecuencia de la descomposición anaeróbica de los lodos depositados en el fondo, se desprenden metano y otros gases. El tiempo de retención del agua a tratar en estas balsas está comprendido entre una semana y un mes, mientras que la reducción de la demanda bioquímica de oxígeno va del 10 al 50 por ciento.

En las balsas anaerobias la carga de materia es tan grande que la falta de oxígeno se manifiesta en todo el volumen del líquido. El tiempo de retención en este sistema de tratamiento es muy elevado y está comprendido entre uno y dos meses.



Figura 10. Vista aérea de ejemplos de balsas de estabilización (Hillboe, 2005).

- Lagunas aireadas

Las lagunas aireadas son similares a las balsas de estabilización pero el suministro de oxígeno se realiza principalmente por medio de aireadores mecánicos superficiales. La alta disponibilidad de oxígeno de estas lagunas aumenta el rendimiento y disminuye tanto el tiempo de residencia como la superficie, que puede ser 15 veces menor que en una balsa de estabilización.

Los aireadores sirven también para mezclar el contenido de la laguna, evitando la sedimentación de los sólidos en suspensión y, por lo tanto, la formación de una capa anaerobia en el fondo.

- Filtros percoladores

Algunos de los filtros percoladores están formados por un lecho de unos 10 centímetros de diámetro aproximadamente, con una profundidad comprendida entre 1 y 3 metros. También se emplean como lechos estructuras de plástico con las que se logran profundidades de hasta 15 metros. El agua residual se distribuye por la parte superior del lecho mediante un mecanismo rotatorio o por medio de boquillas de pulverización fijas. El agua depurada drena por la parte inferior.

Las poblaciones de los microorganismos responsables de la degradación de la materia orgánica contenida en el agua forman una capa sobre el lecho. Cuando el espesor de esa capa sobrepasa cierto valor, el oxígeno se consume antes de llegar a su interior, lo que crea condiciones anaeróbicas. Debido a la falta de oxígeno, las poblaciones de los microorganismos pierden su capacidad de adhesión al lecho, desprendiéndose en forma de limos. Por esta razón, después de los filtros percoladores se monta un clarificador para separar esos limos.

- Lodos Activados

El sistema de lodos activados fue desarrollado en Inglaterra a principios del siglo XX. Es un sistema biológico de contacto, en el que los organismos vivos aerobios y los sólidos orgánicos de las aguas negras, se mezclan íntimamente en un medio ambiente favorable para la descomposición aeróbica de los sólidos (Pasquali, 2004).

Este método de tratamiento comprende un tanque, llamado de aereación, que es alimentado en forma continua por el agua a depurar. Las poblaciones de bacterias forman floculos o grupos que constituyen una especie de lodo que se mantienen en suspensión inyectando aire en el fondo por medio de turbinas situadas en la superficie. Como se aprecia en la figura 11.

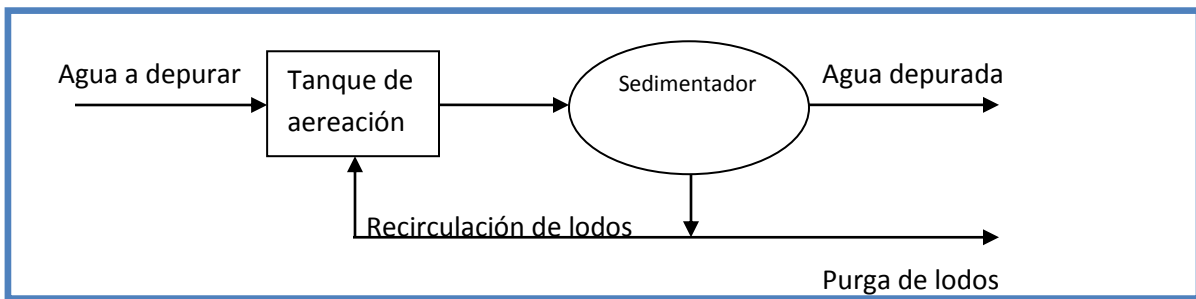


Figura 11. Esquema del tratamiento de lodos activados. (Hilleboe, 2005)

La mezcla de agua depurada y los lodos activos que contienen las poblaciones de bacterias es enviada a una sedimentador. Una parte de los lodos sedimentados se reinyecta en el tanque de aereación con el fin de mantener en él la cantidad de bacterias. El excedente de lodos se evacua junto con los demás residuos de la depuración.

En el sistema de lodos activados la velocidad de depuración sigue siendo baja; el tiempo de residencia varía de 2 a 24 horas para las aguas residuales urbanas y puede alcanzar varios días para los efluentes industriales más concentrados.

Otro inconveniente que presenta este método es la baja proporción de los lodos activados que se inyectan en el tanque de aereación, que es debido a que los floculos precipitan muy lentamente en el sedimentador. Además, los lodos activados contienen todo tipo de microorganismos, algunos de los cuales, pueden ser perjudiciales. Este es el caso de ciertas bacterias filamentosas, cuya proliferación hace que los floculos se vuelvan algodonosos y prácticamente no sedimentables. La presencia de detergentes produce el mismo efecto sobre la velocidad de sedimentación.

- Digestores de células fijadas

En este tipo de biorreactores (equipos donde se producen reacciones químicas) las bacterias se fijan en distintos soportes formados por partículas porosas, de carbón activado y ciertas arcillas. El lecho puede ser fijo o en movimiento. Este último, denominado lecho fluidizado favorece el contacto del agua a tratar con los microorganismos depuradores.

Estos sistemas son más eficaces que el de los lodos activos, ya que permiten mantener una concentración más elevada de bacterias.

- Digestión anaerobia

En el tratamiento de las aguas residuales también se utilizan microorganismos anaerobios. Este método de depuración produce una baja biomasa de bacterias, debido a la menor velocidad de crecimiento celular, y además permite ahorrar energía, ya que no se necesita airear la mezcla. Una ventaja adicional es la producción de metano, subproducto que se puede utilizar como combustible gaseoso.

En la digestión anaerobia, las bacterias que provocan la descomposición de la materia orgánica se dividen en dos grupos, las formadoras de ácidos y las formadoras de metano. Las bacterias formadoras de ácido son anaerobias o facultativas. Estos microorganismos hidrolizan y fermentan los compuestos orgánicos complejos y los convierten en ácidos carboxílicos sencillos, tales como el etanoico (ácido acético) y el propanoico. Entre las

bacterias formadoras de ácido aisladas de los digestores anaerobios se encuentran las de los géneros *Clostridium*, *Bifidobacterium*, *Desulphovibrio*, *Corynebacterium*, *Lactobacillus*, *Actinomyces*, *Staphylococcus*, y las especies *Peptococcus anaerobus* y *Escherichia coli* (Orozco y Pérez, 2003).

1.4.4. Tratamiento terciario

El tratamiento terciario se lleva a cabo para eliminar la materia orgánica que no fue degradada en el tratamiento biológico o que no es biodegradable, los sólidos en suspensión y las sales inorgánicas disueltas, entre las que destacan las de nitrógeno y de fósforo (Pasquali, 2004).

El objetivo del tratamiento terciario en aguas residuales urbanas es la eliminación de los contaminantes residuales que no hayan sido eficazmente depurados. Es una etapa más intensiva y en ciertos casos implica la realización de un proceso con elevado costo adicional (Orozco y Pérez, 2003).

Este tipo de tratamiento incluye, principalmente, la adsorción, el intercambio iónico, la ósmosis inversa y la precipitación química.

➤ Adsorción

Los adsorbentes empleados en el tratamiento terciario pueden ser naturales, como los minerales de arcilla bentonita y montmorillonita, o artificiales, como el carbón activado y ciertos geles inorgánicos tales como los de sílice y alúmina. A la sustancia adsorbida se le denomina adsorbato. El proceso de adsorción de un adsorbato es reversible y cuando se realiza en sentido contrario se denomina desorción.

Uno de los procedimientos de adsorción consiste en agitar el líquido a depurar con una cierta cantidad de adsorbente y después separar por filtración o centrifugación, obteniéndose el líquido depurado y el adsorbente agotado. El adsorbente agotado se regenera por desorción y se vuelve a usar.

Otro sistema es la percolación. El líquido a depurar atraviesa el lecho adsorbente y sale depurado por el otro extremo. Cuando se agota la capacidad del adsorbente se cierra el paso del líquido y se hace pasar vapor de agua. El adsorbente se recupera después de condensar el vapor.

➤ **Intercambio iónico**

Este tratamiento consiste en intercambiar los cationes presentes en el agua a depurar por el ion oxonio y los aniones por el ion hidróxido. El intercambio iónico se realiza haciendo percolar el agua a través de sendos lechos de resinas catiónicas y aniónicas.

Los primeros intercambiadores de iones empleados industrialmente fueron las zeolitas, unos minerales formados por silicatos de aluminio, sodio y calcio. La estructura cristalina de las zeolitas consta de una red rígida tridimensional formada por los átomos de aluminio, silicio y oxígeno con canales ocupados por los cationes sodio. Estos últimos poseen una cierta movilidad y cuando un agua que contiene sales de calcio y magnesio fluye a través de los granos de zeolita, algunos cationes sodio pasan de los canales a la disolución y son reemplazados por los cationes calcio y magnesio. A este proceso se le denomina ablandamiento del agua, ya que al agua que contiene sales de calcio y magnesio se le llama dura.

La regeneración de las resinas catiónicas se realiza con un ácido, generalmente ácido sulfúrico, y de las aniónicas con una base, normalmente hidróxido de sodio.

➤ **Osmosis inversa**

La ósmosis es el flujo espontáneo de un solvente (generalmente agua) hacia una solución a través de una membrana, denominada semipermeable, la que permite el paso del solvente pero no del soluto. Para interrumpir este flujo se debe aplicar una presión mínima a la solución, a la que se denomina presión osmótica. Si se supera esta presión se produce el

efecto contrario (flujo de agua desde la solución) al que se denomina osmosis inversa, que es un método de tratamiento usado para eliminar sustancias disueltas en agua.

Los equipos de ósmosis inversa están constituidos por la membrana semipermeable, un soporte para la misma, un tanque y una bomba de alta presión. La membrana puede estar construida con acetato de celulosa o poliamida (nylon). En cuanto al soporte, existen cuatro configuraciones: en espiral, tubular, de placas y marcos, y de fibras.

- Módulos en espiral

Consiste en láminas de material poroso entre dos membranas semipermeables. El conjunto así formado se enrolla y sitúa dentro de un tubo.

Por acción de la presión, el agua atraviesa las membranas en sentido radial, por donde sale liberada de solutos. En el sentido axial del tubo fluye el agua con una concentración más elevada de sustancias disueltas.

- Diseño tubular

El en diseño tubular se utiliza un tubo como soporte de la membrana, que se adhiere a la parte interior del tubo. La pared del tubo posee perforaciones, que son atravesadas por el agua tratada. El concentrado de sales disueltas sale por el extremo del tubo.

- Sistemas de placas y marcos

La construcción de los equipos de ósmosis inversa por el sistema de placas y marcos es similar la de los filtros prensa, dispositivos ampliamente usados en la industria.

Este sistema se compone de placas y de marcos huecos, montados alternativamente de forma tal que cada placa posee una membrana semipermeable.

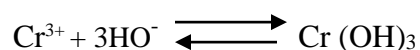
- Paquete de fibras

Consiste en un recipiente que contiene un lecho semipermeable formado por fibras de diámetros comprendidos entre 50 y 200 micrómetros.

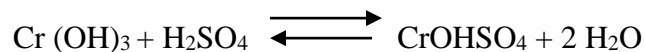
➤ Precipitación química

Este método de depuración se basa en transformar los contaminantes disueltos en el agua en sustancias insolubles, las que luego se separan por sedimentación, filtración o centrifugación.

Así por ejemplo, las aguas residuales de los procesos de curtidos que emplean sulfato básico de cromo como curtiente contienen cromo disuelto en forma de catión cromo (III). Para recuperar el cromo, y a la vez depurar el agua residual, se precipita como hidróxido de cromo (III) por agregado de una base, generalmente hidróxido de sodio.



El hidróxido de cromo (III) precipitado se separa por filtración, se disuelve en la cantidad necesaria de ácido sulfúrico como para volver a formar el sulfato básico de cromo.



El sulfato básico de cromo producido se vuelve a utilizar en el proceso de curtido. La concentración de cromo que permanece en solución después de la precipitación es menor que la cantidad máxima admitida por las normas.

CAPÍTULO 2. DESCRIPCIÓN DEL PROCESO DEL CENTRO DE LAVADO DE UNA CADENA DE RESTAURANTES EN MÉXICO

2.1. ANTECEDENTES DE LA EMPRESA

La empresa que aborda el tema central de este proyecto, forma parte de una cadena de restaurantes, cafeterías y tiendas departamentales en México que ofrece productos de diversas marcas nacionales e internacionales. Las mascotas de la cadena son un grupo de tecolotes. Fundada un 19 de Junio de 1903 como una pequeña droguería en la Ciudad de México por dos hermanos inmigrantes estadounidenses procedentes de California. Poco a poco fueron extendiéndose en el mercado, instalando la primera fuente de sodas en la capital del país.

Su éxito los llevó a abrir 3 sucursales en la ciudad de México y una en la ciudad de Tampico, la cual cerró poco tiempo después, cuando fue saqueada y destrozada por un motín anti-yanqui.

El 11 de octubre de 1919 después de dos años de adaptaciones y esfuerzos, centrándose en una única sucursal, el éxito fue rotundo desde el primer día un mini centro comercial, restaurante, salón de té, fuente de sodas, tienda de regalos, farmacia, dulces y con el tiempo se agregó la librería, las revistas y la oferta de música y tabacos. En un principio se llegó a considerar como el restaurante y la tienda más lujosa de México. Conforme el país se fue transformando, se convirtió en el restaurante más democrático del país, al cual acudían a desayunar todos los días: banqueros, estudiantes, políticos, amas de casa, comunistas, libre pensadores, artistas, profesores, poetas y sabios

No fue sino hasta 1985 que la empresa se convirtió en una empresa 100% mexicana cuando la adquirió un grupo de origen mexicano, con 31 tiendas en distintas ciudades de la República. Hoy, son más de 190 tiendas desde Tijuana hasta Cancún con 18,500 empleados y 4 fábricas que se encargan de elaborar sus productos y estandarizar su calidad.

Actualmente, el grupo al que pertenece la empresa, cuenta con una gran metodología y planes de acción para minimizar el impacto ambiental y aumentar la calidad de sus productos y servicios, basados en una filosofía de Mejora Continua.

El grupo fomenta todas aquellas acciones que favorecen la conservación del medioambiente, con el compromiso de utilizar de manera racional y eficiente los recursos naturales necesarios para las actividades que se desarrollan en los diversos sectores económicos. Sus objetivos son:

- Garantizar el cumplimiento de la Legislación Ambiental aplicable, así como el de todos los compromisos que se suscriban voluntariamente a las empresas en esta materia.
- Prevenir, reducir y mitigar los impactos ambientales de las empresas del Grupo.
- Apoyar iniciativas dirigidas al combate de Cambio Climático.
- Implementar buenas prácticas ambientales para el ahorro de agua, energía y consumibles; así como el efectivo tratamiento y disposición de los residuos.
- Impulsar el desarrollo y difusión de tecnologías verdes.
- Contribuir a la sensibilización ambiental en los empleados, proveedores y clientes con el fin de fomentar la protección y el cuidado de nuestro entorno.
- Administrar por medio de un Sistema de Gestión Ambiental todos los indicadores derivados de las actividades de cada empresa del grupo.
- Formular, desarrollar, aplicar y retroalimentar periódicamente sus objetivos y programas ambientales.

En el caso del ahorro de agua, específicamente para la cadena de restaurantes del grupo, se cuenta con proyectos y objetivos propios, según el Boletín 2013 del grupo, el cual menciona *“la disminución de volúmenes de agua empleados para los servicios de lavado de loza y preparación de alimentos de cada unidad de negocio”*. La meta es, *reforzar el ahorro de agua generado con los sistemas implementados, el cual consiste en la revisión y sustitución en su caso, de los dispositivos instalados en los lavabos y tarjas, así como la revisión de las cisternas con la finalidad de detectar filtraciones. Se continuo con la*

instalación de los nuevos trenes de filtrado para la suavización del agua, evitando con ello, en los ciclos de retro-lavado el menor desperdicio del agua.

Los resultados para 2013, en este sentido fueron: *al efectuar la verificación de los sistemas ahorradores y de la revisión de cisternas, además de la instalación de los nuevos trenes de filtrado (figura 12), se logró un ahorro del 1,2 % anual.*



Figura 12. Suavizador de aguas antes (izquierda), tren de filtrado actual (derecha) de la cadena de restaurantes del grupo.

La meta que se ha fijado para el 2014 es, *continuar con la verificación de los sistemas ahorradores, así como implementar una campaña del uso eficiente del agua en la limpieza de las cocinas así como en los servicios de baños, tanto públicos como de empleados y continuar con la sustitución de los trenes de filtrado* (Boletín 2013, Grupo Carso Medio Ambiente).

Como se puede apreciar, las medidas aplicadas hasta el momento se han enfocado hacia el correcto uso del agua por cada unidad de negocio (restaurante) y los esfuerzos se han concentrado ahí. Pero existen áreas donde no se han implementado mejoras.

Es importante mencionar que la cadena de restaurantes cuenta con un centro de lavado donde toda la mantelería de cada unidad de negocio es concentrada y tratada para su lavado, en dicho centro se genera una cantidad significativa de aguas residuales a las cuales se les aplica un tratamiento de depuración para la eliminación de sólidos, pero aun así no cumplen con las normas NOM-002-SEMARNAT-1996 y NOM-003-SEMARNAT-1996;

es importante mencionar que el 100% del agua residual generada es descargada al drenaje municipal.

2.2. DESCRIPCIÓN DEL PROCESO DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DEL CENTRO DE LAVADO

El centro de lavado de la cadena de restaurantes tiene como objetivo garantizar la limpieza de toda la mantelería de cada unidad de negocio o restaurante, para tal fin se cuenta con la infraestructura para el correcto lavado, sin embargo, no se cuenta con las condiciones necesarias para un tratamiento eficiente de las aguas residuales resultantes de dicho lavado. En la figura 13 se presenta el diagrama de flujo del proceso de tratamiento de las aguas residuales del centro de lavado de la cadena de restaurantes.

A continuación se describirán las operaciones que se desarrollan en el centro de lavado para el tratamiento de los efluentes.

ESTACION DE LAVADO (EL-01)

Es esta etapa inicial, se recibe toda la mantelería proveniente de las distintas unidades de negocio (restaurantes), donde se selecciona y cataloga de acuerdo al grado de suciedad o bien el grado de daño, distinguiendo entre aceptables y no aceptables, de esta forma se garantiza el correcto funcionamiento de los equipos (lavadores industriales) y la calidad de lavado de la mantelería. Se utilizan condiciones constantes para el proceso de lavado, es decir, agua de uso común a diferentes temperaturas, detergentes y desengrasantes para telas comerciales, etcétera.

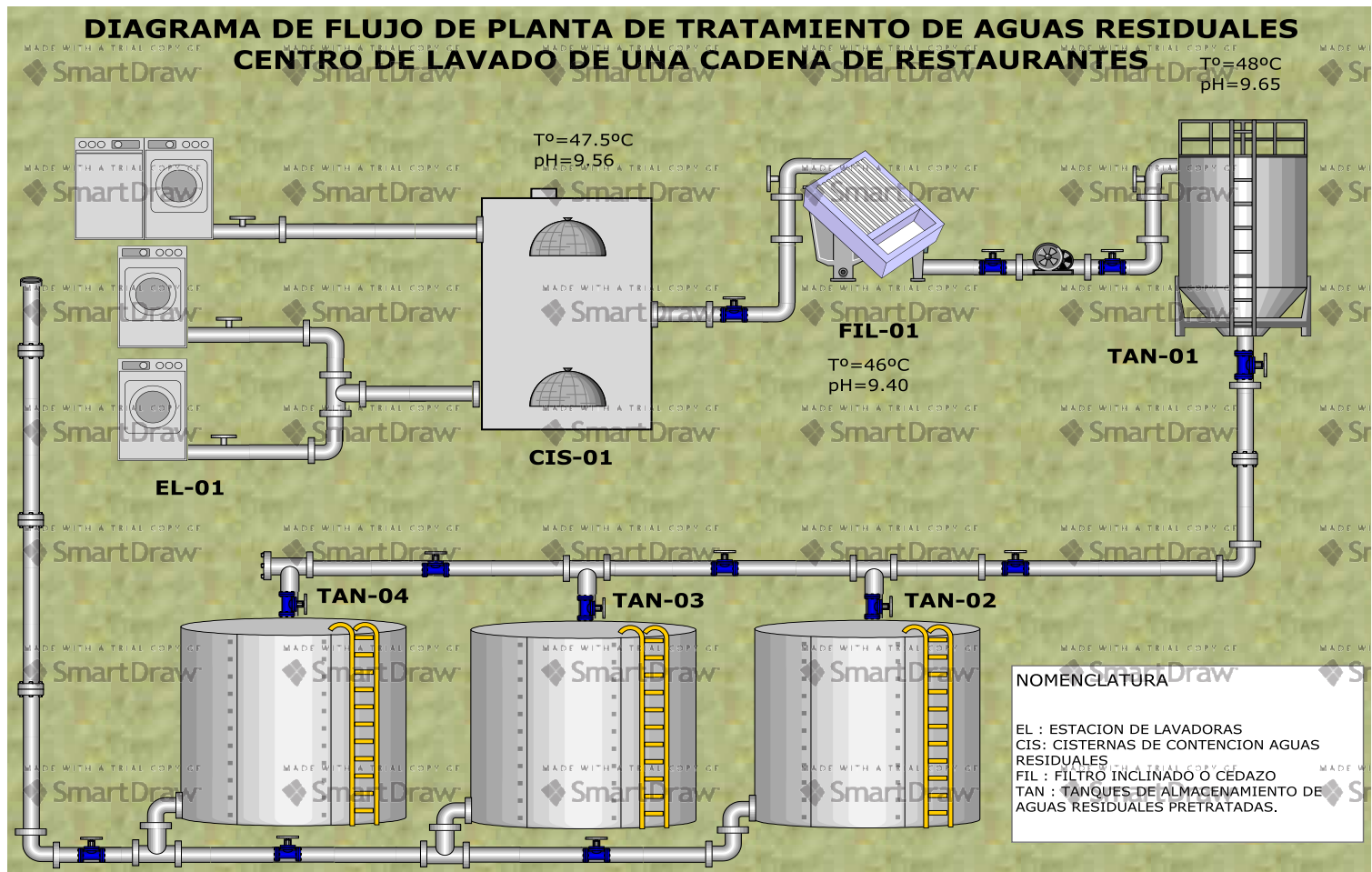


Figura 13. Diagrama de flujo de la planta de tratamiento de aguas residuales del centro de lavado de una cadena de restaurantes

CISTERNA DE CONTENCIÓN DE AGUAS RESIDUALES (CIS-01)

En esta etapa el agua resultante del proceso de lavado, es almacenada momentáneamente en una cisterna de grandes dimensiones que se encuentra recubierta con material anticorrosivo para evitar grietas que filtren al agua residual al medio ambiente.

FILTRO INCLINADO (FIL-01)

El filtro inclinado está equipado con un elemento filtrante formado por una malla que puede ser de acero inoxidable reforzado, también conocido como “cedazo”. Estos equipos son altamente recomendados para el uso de aguas residuales con baja carga de sólidos, en esta etapa se logra retener una cantidad importante de detergente suspendido y pedazos de tela o pelusa, producto del lavado.

TANQUE DE ALMACENAMIENTO DE AGUAS PRETRATADAS (TAN-01 a 04)

En estos tanques de almacenamiento se capta toda el agua que ha pasado por el filtro, y se logra obtener un cierto grado de sedimentación, aunque su objetivo principal no es este. En estos grandes tanques de contención se almacena el agua residual para posteriormente direccionarla hacia el alcantarillado público.

Es fácil observar que el procedimiento actual que efectúa la empresa no es el ideal y mucho menos efectivo, ya que no cumple con los pasos que se describieron en el capítulo I. Esto se ve reflejado en el incumplimiento de los límites máximos permitidos para la descarga, nacionales e internacionales, al alcantarillado urbano y municipal (NOM-002-SEMARNAT-1996 y EPA, 2012); que puede ocasionar ciertas amonestaciones por parte de la autoridad. La adición de coagulantes y coadyuvantes para este tratamiento beneficiaría a la empresa para cumplir dicha normatividad.

También es parte primordial evaluar la reutilización del agua para servicios de jardinería, sanitarios públicos o del personal de la empresa, así como para el uso de

áreas de sanidad y limpieza, para lo cual se debe cumplir con la normatividad establecida sobre los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reusen en servicios al públicos (NOM-003-SEMARNAT-1996).

En síntesis, con la aplicación de coagulantes y biopolímeros en el tratamiento de las aguas residuales se busca:

- a) Ahorros significativos con la reducción en el consumo de agua potable, ya que al reutilizar parte del agua residual producida durante el lavado para servicios públicos, impactara en el consumo normal del vital líquido.
- b) Cumplimiento de la normatividad de desecho y reutilización de aguas residuales, lo cual traerá mayor credibilidad y hará más rentable el negocio y,
- c) Aportar para la conservación del medio ambiente.

CAPÍTULO III. METODOLOGÍA

3.1. OBJETIVOS

GENERAL

- Establecer la concentración de una sal inorgánica y un biopolímero para el tratamiento de aguas residuales provenientes del centro de lavado de una cadena de restaurantes en México a nivel laboratorio.

PARTICULARES

- Determinar las características (temperatura, pH, conductividad eléctrica, turbidez y DQO) del efluente generado en el centro de lavado de una cadena de restaurantes mediante el uso de las técnicas analíticas correspondientes para establecer su carga de contaminantes.
- Determinar la concentración de coagulante y floculante en el tratamiento de aguas residuales provenientes del centro de lavado de una cadena de restaurantes en México, para disminuir la carga de contaminantes en el efluente.
- Determinar las características (temperatura, pH, conductividad eléctrica, turbidez y DQO) del efluente tratado mediante el uso de las técnicas analíticas correspondientes para evaluar la eficacia de la sal inorgánica y del biopolímero en la remoción de los contaminantes presentes.

3.2. MATERIALES Y MÉTODOS

Para cumplir con los objetivos propuestos en el presente trabajo, las actividades se dividieron en tres etapas generales, como se muestra en la figura 14, realizando una actividad preliminar para la toma de las muestras antes del filtrado o cedazo.

La primera etapa consistió en la caracterización fisicoquímica del efluente, para conocer las condiciones en las cuales se obtenía el agua problema y así mismo conocer el grado de desviación con respecto a los límites máximos permisibles para la descarga. Para la segunda etapa se realizaron pruebas en tubos de ensayo y prueba de jarras para determinar la concentración adecuada o niveles de variación de la sal inorgánica y biopolímero con las cuales se obtuvo la máxima remoción de contaminantes. En la tercera etapa se determinaron las características fisicoquímicas del efluente tratado para evaluar la eficacia del biopolímero y la sal inorgánica en la remoción de los contaminantes.

3.2.1 MUESTREO Y CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL

Toma de muestras

Para este trabajo se siguieron los lineamientos de la norma mexicana NMX-AA-003-1980, Aguas Residuales Muestreo. Las muestras se obtuvieron antes del filtro inclinado o cedazo, que es donde justamente se proyecta adicionar el coagulante y floculante, en el caso de lograr una remoción de contaminantes adecuada en el nivel laboratorio.

La cantidad máxima de agua requerida para realizar la experimentación fue de 5 litros, y la cantidad mínima de 2 litros. Para obtener muestras representativas se tomaron y mezclaron algunas porciones de agua recolectadas a diferentes horas del proceso del centro de lavado, durante la mañana y por la noche en cada día de muestreo, ya que el centro de lavado trabaja las 24 horas del día.

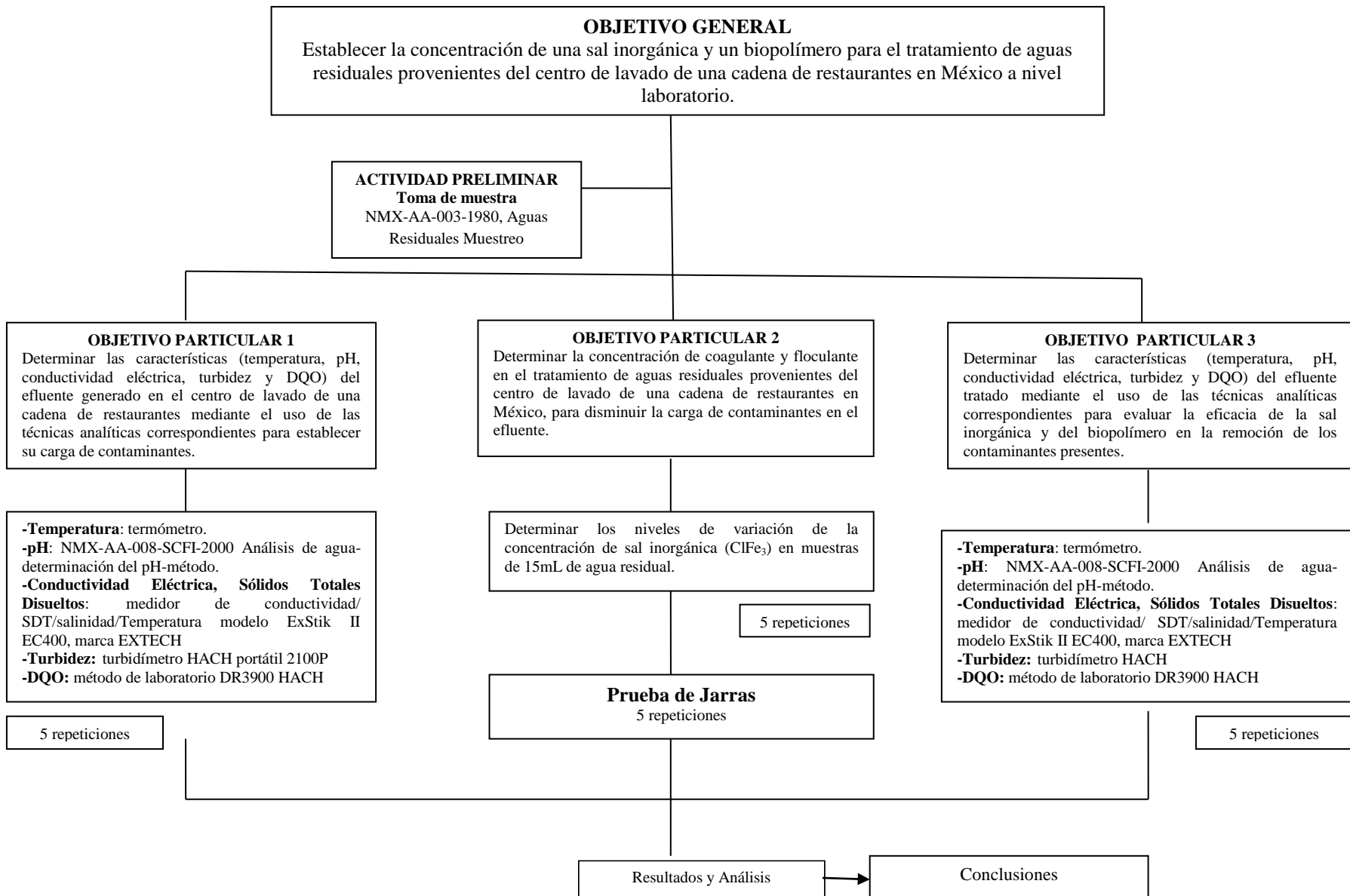


Figura 14. Metodología para el cumplimiento de los objetivos.

Determinación del pH (potenciómetro).

Para las mediciones de pH se empleó el potenciómetro Orion 210A previamente calibrado con soluciones buffer 4 y 7, siguiendo los lineamientos de la norma NMX-AA-008-SCFI-2000. ANÁLISIS DE AGUA-DETERMINACIÓN DEL pH-MÉTODO (ver anexo 2).

Determinación de la conductividad eléctrica, sólidos totales disueltos y temperatura

La conductividad eléctrica, los sólidos totales disueltos (TDS) y temperatura se determinaron usando un medidor de conductividad, SDT, salinidad, temperatura modelo ExStik II EC400, marca EXTECH previamente calibrado (ver figura 15), para realizar la medición de los parámetros se colocó la muestra en un vaso de 500mL se sumergió el medidor hasta que cubriera el electrodo (2.5cm mínimo) y se mantuvo una agitación permanente de la muestra de 60rpm. Posteriormente se tomaron las lecturas del equipo.

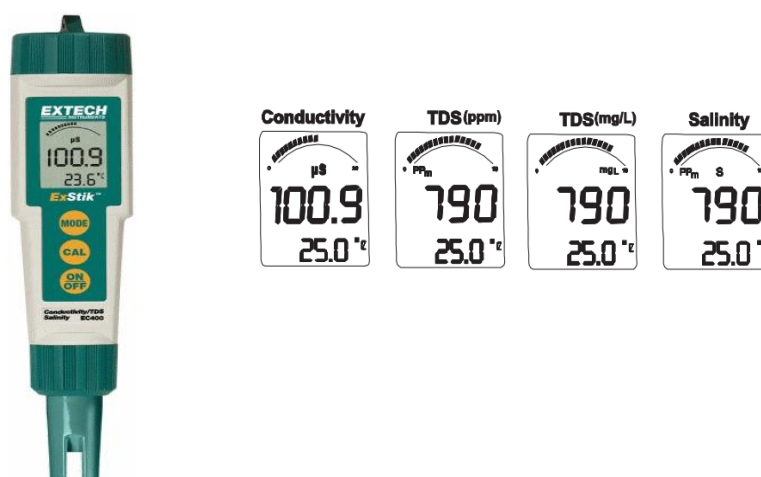


Figura 15. Medidor de conductividad/SDT/salinidad/Temperatura modelo ExStik II EC400 marca Extech
(http://www.extech.com/instruments/resources/manuals/EC400_UMsp.pdf, 2014).

Turbidez

La turbidez de las muestras se determinó por medio de un turbidímetro HACH portátil 2100P, con celdas de vidrio de borosilicato, el cual es un instrumento nefelométrico que mide la turbidez causada por partículas suspendidas en un líquido. Las lecturas se dan en NTU (Unidades Nefelométricas de Turbidez).

Se tomaron muestras representativas de 15mL antes de aplicar el coagulante y después de haberlo aplicado. La técnica se desarrolló colocando 15mL de muestra (agua residual y agua residual tratada) en la celda, la cual previamente se limpió con un paño para evitar pelusas y huellas de los dedos; posteriormente se aplicó una delgada película de aceite de silicona a la celda de tal manera que quedara uniforme en toda la superficie, y se colocó dentro del turbidímetro previamente encendido, para poder observar y registrar la lectura que arroja el equipo (ver figura 16).

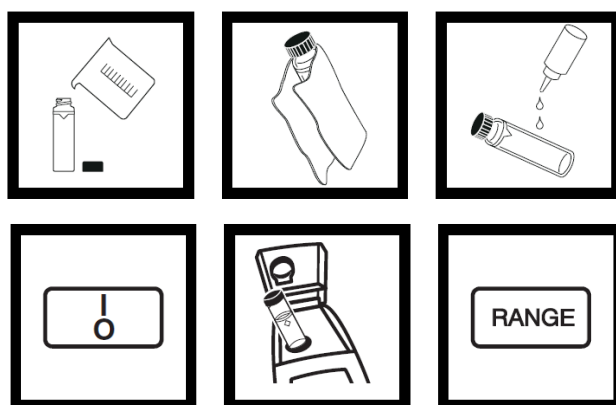


Figura 16. Técnica para determinar turbidez; turbidímetro Hach 2100P portátil (www.hach.mx, 2014).

Determinación de DQO

Se utilizó este análisis, ya que la DQO es un parámetro ampliamente utilizado para controlar el grado de calidad de las aguas, puesto que permite medir la contaminación de las mismas debido a la presencia de materia orgánica. La prueba se realizó en dos equipos marca HACH, un Reactor para DQO DBR200 o Bloque digestor, que opera a $150\pm 2^{\circ}\text{C}$ y un Espectrofotómetro DR3900 (ver figura 17) realizando las siguientes actividades:

1. Se homogeneizaron 100mL de muestra.
2. Previamente se calentó el reactor para DQO a 150°C .
3. Se eligió el reactivo de medición de alto rango 8(2125915 DQO 200-15000mg/L).
4. Con una pipeta se colocaron 2mL de la muestra en los viales de experimentación.

5. Se limpiaron los viales con un paño y se invirtieron para integrar la muestra con los reactivos, teniendo precaución ya que aumenta la temperatura por la reacción exotérmica de la muestra con los reactivos.
6. Se colocaron los viales en el reactor durante dos horas.
7. Se sacaron y se dejaron enfriar.
8. Por último se colocaron en el espectrofotómetro DR3900, seleccionando el programa de bajo rango, obteniendo así los resultados de los niveles de DQO en mg/L de cada una de las muestras analizadas.

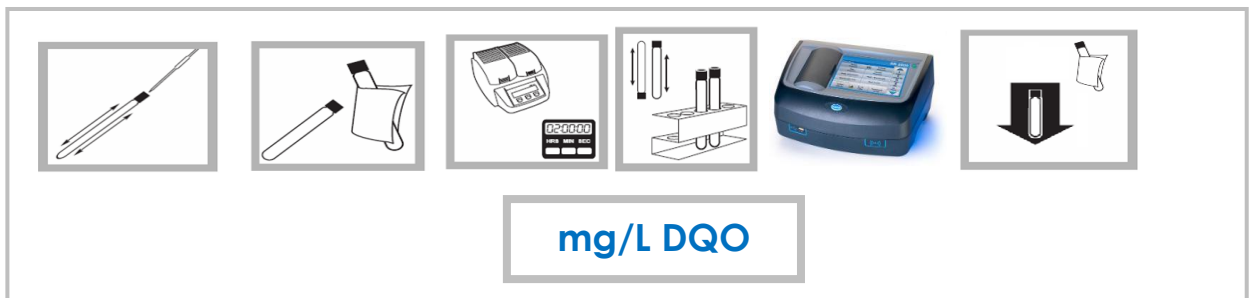


Figura 17. Técnica para determinar la DQO (www.hach.mx).

3.2.2 DETERMINACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE BIOPOLÍMERO Y SAL INORGÁNICA

Como se mencionó en el capítulo I, el uso de coagulantes y floculantes es esencial para el tratamiento de aguas residuales, ya que de esto depende que el tratamiento primario sea efectivo y de esta forma los tratamientos posteriores también. Así mismo se mencionó que el uso de una sal inorgánica y un biopolímero para el tratamiento de aguas residuales es recomendable, ya que en conjunto estos dos elementos se complementan y se logran mejores resultados en la coagulación-floculación.

A continuación se describe la metodología que se siguió para determinar y seleccionar los niveles de variación de la concentración de sal inorgánica y biopolímero, a partir de experimentos en menor volumen, esto con la finalidad de ahorrar muestra y así tener un panorama de que concentración de sal inorgánica y biopolímero sería o serían las óptimas para la experimentación en un volumen mayor de muestra.

Se colocaron 15mL de la muestra a temperatura de $\pm 37^{\circ}\text{C}$ en 10 tubos de ensayo y se adiciono la sal inorgánica (FeCl_3) de 100 en 100ppm a cada tubo llegando hasta las 900ppm, manejando 5, 10, 15 y 20ppm de quitosán (considerando que las dosis de polímeros floculantes para control de la contaminación se encuentra en el rango de 1-10ppm, según lo reporta la literatura (Acosta, 2006)); se agito y se dejó en reposo para observar la sedimentación; ya que en la práctica, la dosis y la zona óptima de la coagulación deben determinarse experimentalmente en función de las variaciones que pueda tener el agua de la planta. A nivel práctico es importante considerar que la coagulación y floculación son procesos sucesivos en el tiempo y que la floculación solo será eficaz sobre un floculo ya formado, esto es importante al elegir los puntos de dosificación de cada de uno de los reactivos (Carrasco y Méndez, 2010).

3.2.2.1 Prueba de jarras

Una vez obtenidos los resultados de la caracterización fisicoquímica de la muestra, los niveles de variación y la dosis optima requerida de coagulante y floculante se llevó a cabo la prueba de jarras (figura 18); con el apoyo de un equipo compuesto fundamentalmente por una serie de vasos de 500mL que contienen el agua problema dentro de los cuales giran paletas especiales a velocidad controlable (Unda, 2000). Este equipo tiene un rango de 0 a 160rpm, lo que permite que se puedan mantener y controlar las condiciones operacionales o variables del proceso como la velocidad y tiempo de mezclado, punto de aplicación de los reactivos, y el orden y tiempo de dosificación de los mismos.

Después de colocar en los recipientes muestras de 500mL se inició con la prueba que se dividió en tres etapas importantes, las cuales se describen a continuación:

1. Mezcla rápida

El objetivo de la mezcla rápida fue crear turbulencia en el líquido contenido en la jarra para poner en contacto los reactivos químicos (coagulante y floculante) con las partículas coloidales del agua, a modo de neutralizar las cargas, desestabilizarlas y hacer que se aglomeren en un corto periodo de tiempo. Se adiciono la sal inorgánica (FeCl_3)

en las siguientes concentraciones: 700, 800 y 900ppm, así como el biopolímero a las diferentes concentraciones, en cada uno de los vasos; el tiempo de la mezcla rápida fue de 2 minutos y la velocidad constante de 150rpm.

2. Mezcla lenta

Se realizó por 10 minutos a 60rpm, ya que un tiempo excesivo puede crear calentamiento de la muestra originando una floculación más eficiente, pero a su vez una pobre sedimentación, ya que ocurre la liberación de los gases disueltos en el agua, formando burbujas que se adhieren a los flóculos y los hacen flotar.

3. Reposo (sedimentación)

Una vez concluida la mezcla rápida y la lenta, el líquido se transfirió a un cono imhoff donde se dejó 30 minutos para su sedimentación. Logrando en esta etapa observar los mililitros de clarificado y sedimento que las diferentes muestras presentaron.

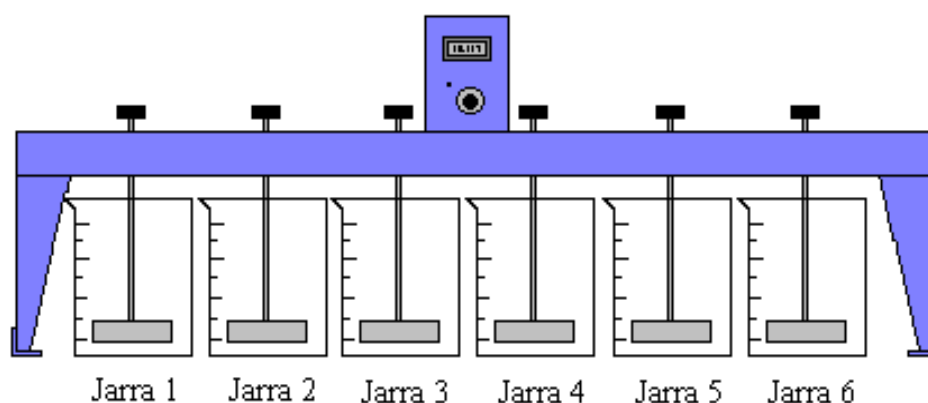


Figura 18. Esquema de la prueba de jarras.

Para evaluar los resultados de una prueba de jarras no se siguen criterios convencionales o patrones universales y casi se trata de un criterio particular del analista, fabricante del equipo, operario de la planta de acuerdo a su larga experiencia. No obstante, en la práctica se observan ciertos lineamientos (Acosta, 2006), que en este caso se siguieron para evaluar la prueba de jarras, como son:

- Características de los flóculos: tamaño, uniformidad, velocidad de aparición, voluminosos, de poco peso, si son densos, livianos y difusos, apenas puntos o microflóculos.
- Calidad del sobrenadante: la claridad o transparencia, es el criterio más importante en la evaluación de una prueba de jarras, ya que es lo que se persigue en la clarificación del agua. Para ello la mayoría de las plantas disponen de turbidímetro. Se debe observar si el sobrenadante es totalmente transparente, semiturbio, turbio, con apreciable cantidad de material suspendido (SST), decantado, semidecantado, entre otros.
- Velocidad de sedimentación de los flóculos: se puede tomar el tiempo que toman los floculos para sedimentar. En la experimentación realizada, una vez que se detuvo la agitación en el equipo, se vació la mezcla a un cono imhoff donde se observó si la sedimentación fue violenta, rápida, lenta, casi nula, difusa o baja sedimentación.

Por último una vez encontrada la concentración óptima para el tratamiento, se determinaron las características del efluente tratado (temperatura, pH, conductividad eléctrica, turbidez y DQO) mediante el uso de las técnicas analíticas correspondientes, mencionadas en la caracterización del agua residual problema, para evaluar la eficacia de la sal inorgánica y el biopolímero en la remoción de los contaminantes.

CAPITULO IV. RESULTADOS Y ANALISIS

En este capítulo se presentan y discuten los resultados experimentales obtenidos. En general, éstos resultados demuestran que el quitosán tiene la capacidad para ser utilizado como agente coadyuvante para la coagulación-floculación en el tratamiento de aguas residuales provenientes de un centro de lavado de una cadena de restaurantes ubicados en México. Asimismo que el uso de la sal inorgánica (FeCl_3) y el biopolímero incrementa la eficiencia en la remoción de los contaminantes presentes en el agua residual.

4.1 CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL

En las tablas 3 y 4 se presentan los resultados obtenidos después la caracterización físico-química de las muestras de agua residual tomadas antes del filtro o cedazo. Como se puede apreciar, se realizó la caracterización de las diferentes muestras tomadas del agua problema en tres días diferentes; es importante mencionar que para las muestras 6, 7 y 8, la caracterización fisicoquímica se realizo un día después de haber tomado la muestra, lo cual pudo influir en las condiciones de temperatura, conductividad y pH; por lo que no fueron tomadas en cuenta para no desviar la atención del objetivo principal.

Tabla 3. Resultados de la caracterización fisicoquímica del agua residual sin tratamiento antes del filtro (turno matutino).					
No. de muestra	Muestra 1	Muestra 2	Muestra 3	Muestra 4	Muestra 5
Hora de toma de muestra	10:45 a.m.	11:21 a.m.	12:32 p.m.	01:13 p.m.	01:50 p.m.
Parámetro					
pH	9.73	9.29	9.14	9.75	9.25
T (°C)	45.4	40.7	37.2	42	37.9
Conductividad (mS)	6.21	5.19	4.54	5.8	5.55
SDT (ppm)	4.38	3.64	3.22	4	3.86
Turbidez (NTU)	834	680	656	648	673
DQO (mg/L)	5400	5250	5200	5150	5200

Tabla 4. Resultados de la caracterización fisicoquímica del agua residual sin tratamiento antes del filtro (turno vespertino).						
No. de muestra	Muestra 6	Muestra 7	Muestra 8	Muestra 9	Muestra 10	Muestra 11
Hora de toma de muestra	6:25 p.m.	6:30 p.m.	6:40 p.m.	6:50 p.m.	7:00 p.m.	7:27 p.m.
Parámetro						
pH	9.55	9.55	9.55	9.81	9.81	9.69
T (°C)	27	27	27	39.8	39.8	39.6
Conductividad (mS)	4.5	4.5	4.5	6.89	6.89	6.8
SDT (ppm)	3.17	3.17	3.17	4.02	4.02	4.78
Turbidez (NTU)	456	456	456	587	587	494
DQO (mg/L)	4800	4930	4900	5100	5030	5000

En la tabla 5 se presenta el promedio de los resultados de la caracterización fisicoquímica de las muestras obtenidas del efluente antes del cedazo o filtro por la mañana, por la tarde y el promedio de ambas, como se puede observar el agua del efluente tenía una temperatura elevada, así como un pH alto, su turbidez iba desde las 506 hasta las 698NTU y tenía un color café lechoso (ver figura 19).

Tabla 5. Promedio de los resultados de la caracterización fisicoquímica del agua residual sin tratamiento antes del filtro.				
Volumen de la muestra	500mL	500mL		
No. de muestra	Muestreo Matutino	Muestreo Vespertino	Promedio	Límites máximos (Normativos)
Parámetro				
pH	9.432	9.660	9.546	5.5-10 ^a
T (°C)	40.64	33.367	37.003	40 ^a
Conductividad (mS)	5.458	5.680	5.569	NE
SDT (ppm)	3.82	3.722	3.771	500 ^b
Turbidez (NTU)	698.2	506.0	602.1	NE
DQO (mg/L)	5240	4960	5100	200 ^b

Notas: NE: no especificado en norma; ^a NOM-002-ECOL-1996; ^b Límite establecido por la EPA.

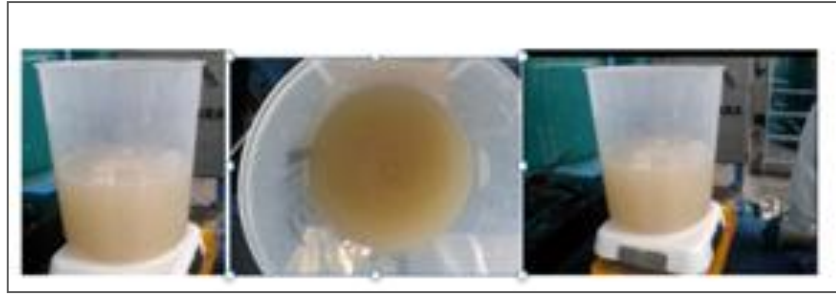


Figura 19. Fotografías de las muestras simples antes del filtro o cedazo.

Estos resultados indican que a pesar de que el agua residual tratada cumple en algunos de los parámetros con los límites máximos permitidos de descarga, es necesario incrementar la eficiencia en la remoción de los contaminantes, sobre todo de sustancias orgánicas e inorgánicas suspendidas y disueltas; ya que estas sustancias además de contribuir en la Demanda Química de Oxígeno, producen un incremento del color y la turbidez del agua. Para el agua residual en estudio la DQO, el color y la turbidez se deben principalmente a la presencia de partículas como materia orgánica (restos de comida) e inorgánica (productos de limpieza y desengrasantes) finamente dividida en estas aguas residuales.

La presencia de color en las aguas residuales puede tener un impacto negativo al ambiente; ya que a medida que el color aumenta, la capacidad de absorción de energía solar es mayor, y por ello se eleva la temperatura del agua al contacto con el suelo del canal en donde se descargan estos efluentes. Esto afecta la capacidad de absorción de oxígeno disuelto en la corriente y la falta de este causa el efecto de eutrofización temprana en el canal, lo que trae severos problemas; puede existir producción de toxinas que eliminan algunas algas presentes y ocasiona desoxigenación del agua, problemas de acumulación de lodos por la disminución del flujo de estas aguas residuales, infestación de malas hierbas y olores molestos producidos por la descomposición de las algas y otras materias orgánicas (Ongley, 1997).

4.2 DETERMINACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE BIOPOLÍMERO Y SAL INORGÁNICA

Como se mencionó en el capítulo anterior, previo a la prueba de jarras, se realizó la determinación de los niveles de variación de la concentración de la sal inorgánica y el biopolímero en tubos de ensayo con volúmenes de 15mL de agua residual, a una temperatura constante de $\pm 37^{\circ}\text{C}$, sin modificar el pH del agua problema.

En las figuras 20, 21, 22 y 23 se presentan los resultados de las pruebas realizadas variando la concentración de la sal inorgánica (FeCl_3) de 100 hasta 900ppm y la de biopolímero en 5, 10,15 y 20ppm.

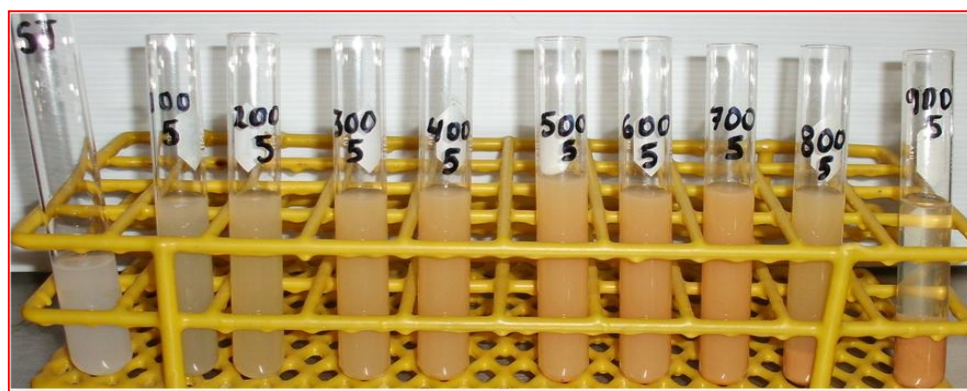


Figura 20. Pruebas con 5ppm de biopolímero a diferentes concentraciones de sal inorgánica (100 a 900ppm) en tubos de ensayo.

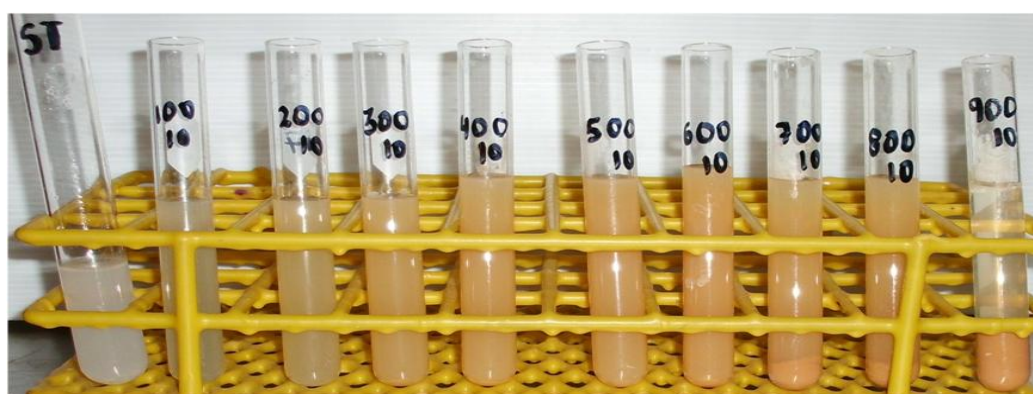


Figura 21. Pruebas con 10ppm de biopolímero a diferentes concentraciones de sal inorgánica (100 a 900ppm) en tubos de ensayo.

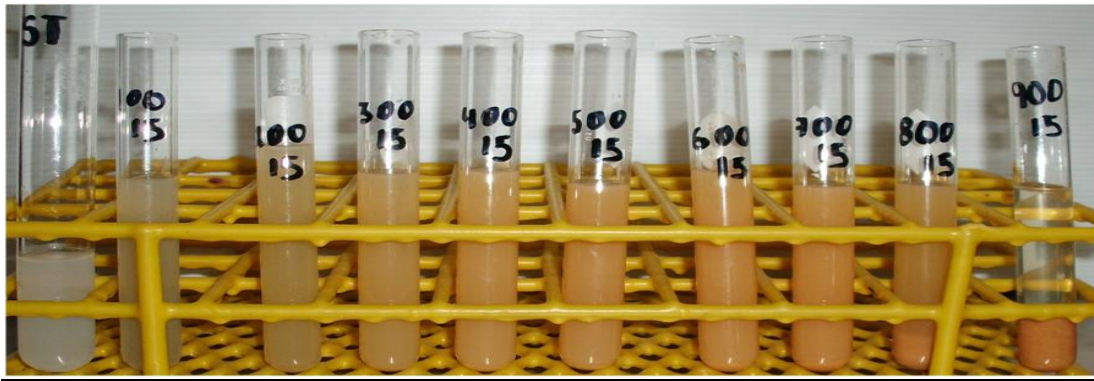


Figura 22. Pruebas con 15ppm de biopolímero a diferentes concentraciones de sal inorgánica (100 a 900ppm) en tubos de ensayo.



Figura 23. Pruebas con 20ppm de biopolímero a diferentes concentraciones de sal inorgánica (100 a 900ppm) en tubos de ensayo.

Utilizando una concentración de 5, 10 y 15ppm de biopolímero (figuras 20, 21 y 22 respectivamente) con 900ppm de sal inorgánica, se pudo observar la producción de un agua con un mejor clarificado; mientras que con una concentración de 20ppm, a partir de las 700ppm de sal inorgánica, la coagulación-floculación se llevo a cabo de una manera más eficaz, permitiendo obtener un mayor clarificado y volumen de sedimento (debido a la remoción de materia orgánica e inorgánica); lo cual indica que las sustancias empleadas como coagulantes-floculantes alteraron el estado físico de los sólidos suspendidos presentes en el agua residual, pudiendo eliminarse mediante el proceso de sedimentación (Baquero y Rodríguez, 2014).

Por lo que, considerando los resultados anteriores se propuso trabajar en la prueba de jarras con 700, 800 y 900ppm de FeCl_3 y 20ppm de quitosano.

Antes de iniciar las pruebas en el sistema de jarras, se decidió verificar si se optimizaba el proceso de coagulación, variando el pH inicial del agua residual proveniente del centro de lavado; tomando en cuenta las recomendaciones de la bibliografía. Cuanto menor es el pH, mayor es la producción de especies de alta carga, hecho que favorece la coagulación y disminuye la cantidad de coagulante requerida (Zerbatto et al., 2009).

En la figura 24, se muestran los resultados obtenidos variando el pH a 4 y 7 de las aguas residuales a tratar; donde se pudo observar que no se mejora la eficacia del proceso. Esto debido a pesar de que la estrategia más generalizada para la remoción de materia orgánica es la coagulación a bajos niveles de pH, debe ser considerado su combinación práctica junto con el tipo de coagulante y su dosis (Bell- Agy, 2000). Asimismo en la tabla 6, se muestra la variación de los valores de pH del agua residual.

Tabla 6. Variación del pH del agua residual tratada, modificando el pH inicial de la muestra sin tratamiento, en tubos de ensayo.					
			pHi=4	pHi=7	pHi=9.9 (sin modificación)
Tubo	[FeCl_3]	[Biop]	pH final	pH final	pH final
1	100	20	3.44	6.95	9.40
2	200	20	2.85	6.58	9.00
3	300	20	2.72	6.19	8.13
4	400	20	2.62	5.64	7.25
5	500	20	2.62	5.15	6.83
6	600	20	2.61	5.17	6.61
7	700	20	2.60	5.00	6.07
8	800	20	2.61	4.99	5.41
9	900	20	2.61	5.05	4.78

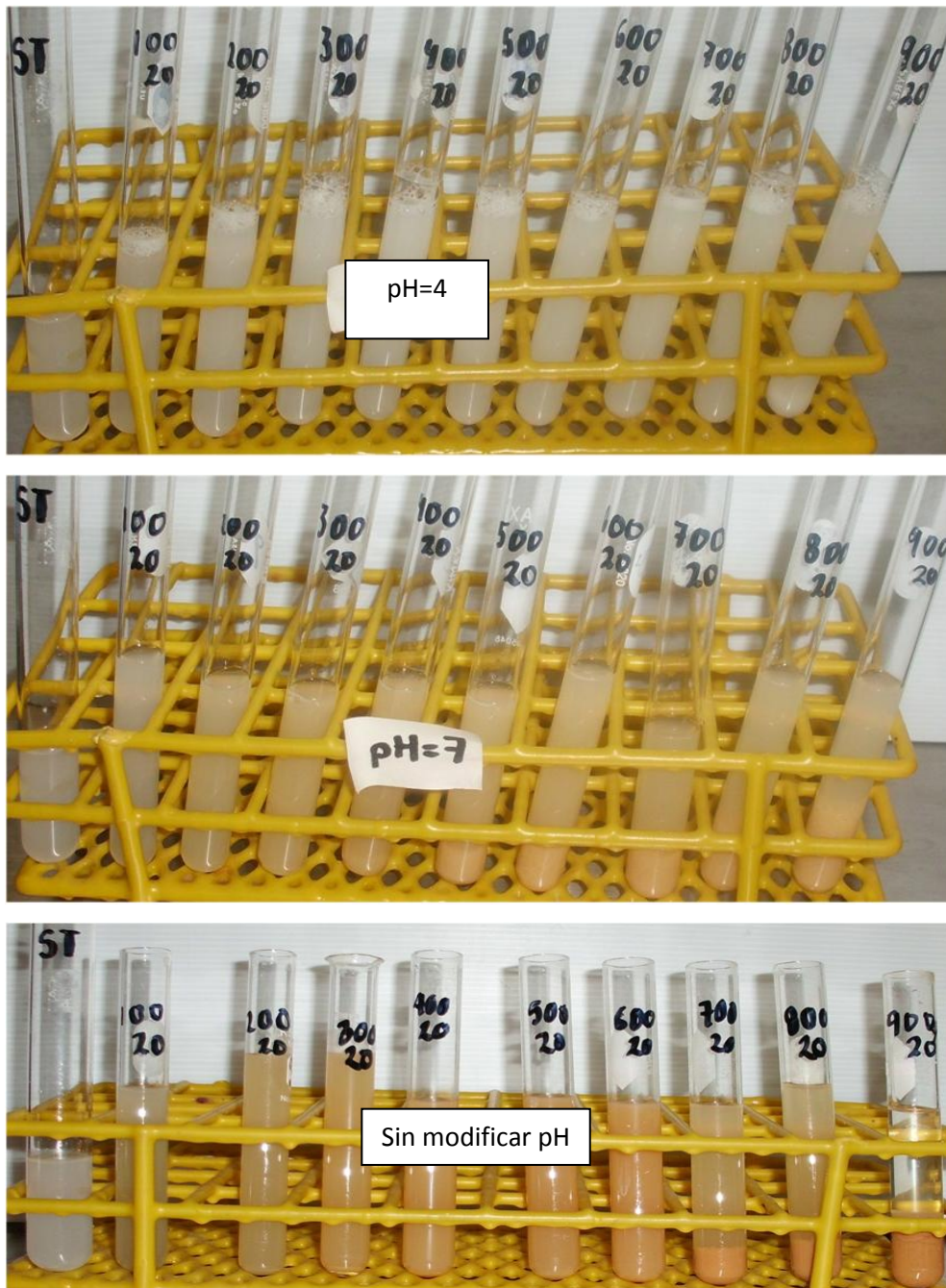


Figura 24. Pruebas con 20ppm de biopolímero a diferentes concentraciones de sal inorgánica (100 a 900ppm) en tubos de ensayo, modificando el pH del agua problema.

Los resultados anteriores demostraron que el cloruro férrico usado como coagulante, tiene ventajas al compararlo con otros, entre las que se destacan su efectividad en amplios rangos de pH y temperatura, como lo señala Zerbato et al.(2009). Asimismo que el quitosano funciona efectivamente a rangos de pH superiores a 5.25 unidades, tal y como lo concluyeron Selmer, et al.(1996).

Por lo que, se decidió no modificar el pH inicial de las aguas residuales provenientes del centro de lavado en las pruebas posteriores; lo que operativamente también resulta ventajoso en el tratamiento ya que no se requiere el ajuste del pH, lo que complicaría la operación. Además, los valores de pH final obtenidos después de la coagulación-floculación utilizando de 700-900ppm de $FeCl_3$ y 20ppm de biopolímero, sin modificar el pH inicial del agua residual, son más cercanos al rango que establece la NOM-002-ECOL-1996 (5.5-10), favoreciendo el cumplimiento de los límites de descarga y una disminución del costo por el uso de un químico para el ajuste de pH.

4.2.1 Prueba de jarras

En la figura 25 se muestran los resultados de las pruebas realizadas a las 3 diferentes concentraciones de sal inorgánica ($FeCl_3$) y biopolímero. Durante esta prueba se observó que, tanto en la etapa de mezclado rápido como en la de mezclado lento, se formaron floculos pequeños, los cuales después de un tiempo de sedimentación formaron un sedimento compacto.

En la tabla 7 se presentan los valores obtenidos después de la caracterización del agua residual tratada bajo estas condiciones. En los resultados mostrados se puede observar un porcentaje de remoción de la DQO hasta de un 63.5% para el caso de la combinación de 900ppm de sal inorgánica y 20ppm de biopolímero, que indica que existe un porcentaje importante de la materia orgánica soluble contenida en el agua residual la cual no puede ser removida por coagulación (Madrid, 2012). Sin embargo, se obtuvo una remoción superior al 50% que indica la efectividad del proceso de coagulación para remover la materia orgánica en el agua residual; lo cual coincide con los resultados obtenidos por Caldera et al.(2009), donde se logran 90.7%, 90.6% y 50.7% en la

remoción de turbidez, color y DQO respectivamente en la coagulación de aguas residuales complejas.

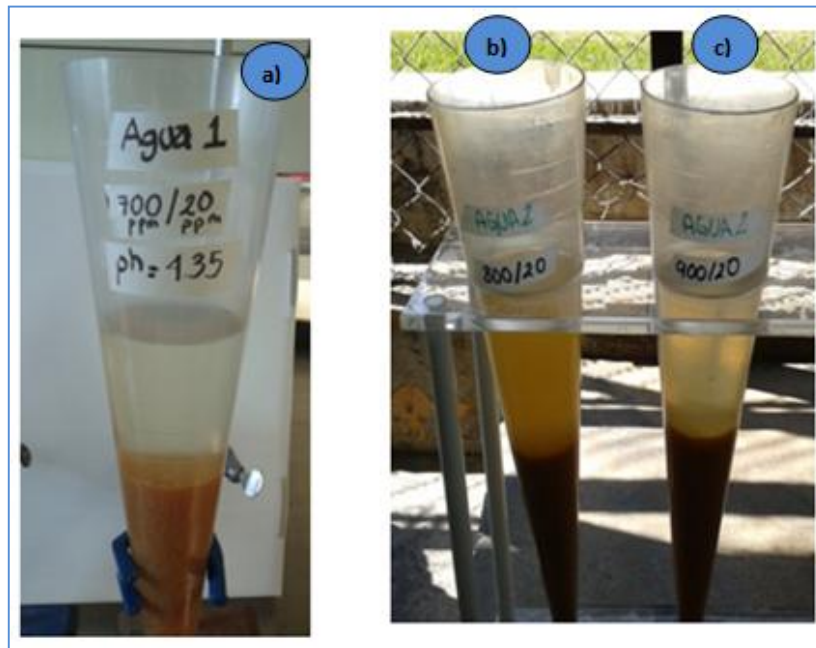


Figura 25. Efluente tratado con a)700, b)800 y c)900 ppm de sal inorgánica y 20ppm del biopolímero.

Tabla 7. Resultados de la caracterización del agua residual tratada, utilizando diferentes concentraciones de coagulante y floculante por medio de pruebas de jarras.							
	PRUEBA 1	PRUEBA 2	PRUEBA 3	AGUA SIN TRATAMIENTO	PORCENTAJE DE REMOCIÓN		
Sal Inorgánica (ppm)	700	800	900		700	800	900
Biopolímero (ppm)	20	20	20		20	20	20
pH	3.99	4.09	4	9.546			
T (°C)	34.1	30	32	37.003			
Conductividad (mS)	6.0	7.70	7.10	5.569			
SDT (ppm)	4.23	5.39	5.31	3.771			
Turbidez (NTU)	55	67	42	602.1	90.9	88.9	93
Sedimento (mL)	150	220	240	N/A			
DQO (ppm)	1960	2225	1865	5100	61.6	56.4	63.5

Asimismo, el porcentaje de remoción de la turbidez demuestra la eficiencia en la eliminación de sólidos suspendidos con las diferentes concentraciones utilizadas. En todos los casos la remoción obtenida es superior en eficiencia a la esperada para un tratamiento de coagulación-floculación convencional (únicamente con el uso de sal inorgánica), para los cuales esta pre-estimada una eficiencia máxima de remoción de los sólidos suspendidos entre el 70 y 90% (Metcalf, Eddy, Inc 1991; Fair et al.,1993); lo que demuestra que el uso de quitosan permite aumentar la acción de coagulantes inorgánicos convencionales, debido a la capacidad para coagular sustancias coloidales por la presencia de los grupos amino en su estructura, tal y como lo reporta Baquero et al. (2014).

El cambio de pH al aplicar la sal inorgánica y el polímero natural a cada una de las muestras y a las diferentes dosis, mostro un cambio promedio menor, ya que paso de un pH de 9.5 (valor del agua residual sin tratar) a un pH de aproximadamente de 4.9, lo que indica una acidificación de la muestra.

Con los resultados anteriores se observo que las concentraciones de 700 y 900ppm de sal inorgánica combinadas con 20ppm de biopolímero presentan mayores eficiencias en el proceso de coagulación; para corroborar si con un aumento en la concentración de $FeCl_3$ se podría incrementar la eficiencia en la remoción materia orgánica en suspensión, se decidió incrementar la concentración de sal inorgánica a 1000ppm. Sin embargo los floculos formados fueron livianos y difusos, y algunos no sedimentaron (figura 26); por lo que se corrobora que una sobredosificación causa un efecto negativo en el proceso de coagulación-floculación, afectando las características deseadas del floculo para una buena separación (Arias y Mendez, 2014). Cabe mencionar que no se realizo la caracterización físico-química del agua residual tratada a 1000ppm, por las características que presentaba el clarificado.

Asimismo, considerando que Arias Lizarraga (2001) menciona que la eficiencia de los polímeros catiónicos, como el quitosán alcanzan su punto óptimo en un pequeño rango de concentración y, que por el contrario una sobredosificación del biopolímero causa un efecto negativo en el proceso físico-químico de coagulación-floculación, afectando el tamaño del floculo.

Se decidió variar la concentración del biopolímero (10, 15 y 20ppm) en la prueba de jarras, manteniendo constantes las concentraciones de sal inorgánica en las que se obtuvieron mayores porcentajes de remoción de turbidez y DQO (700 y 900ppm), para establecer el efecto de la disminución de la concentración de quitosán.



Figura 26. Efluente tratado con a)800, b)900 y c)1000 ppm de sal inorgánica y 20ppm del biopolímero.

En la figura 27 se pueden observar las características de los floculos y el clarificado obtenido variando la concentración de biopolímero, y en las tablas 8 y 9 se presentan los resultados del porcentaje de remoción de turbidez y DQO logrado en el proceso de coagulación bajo estas condiciones.

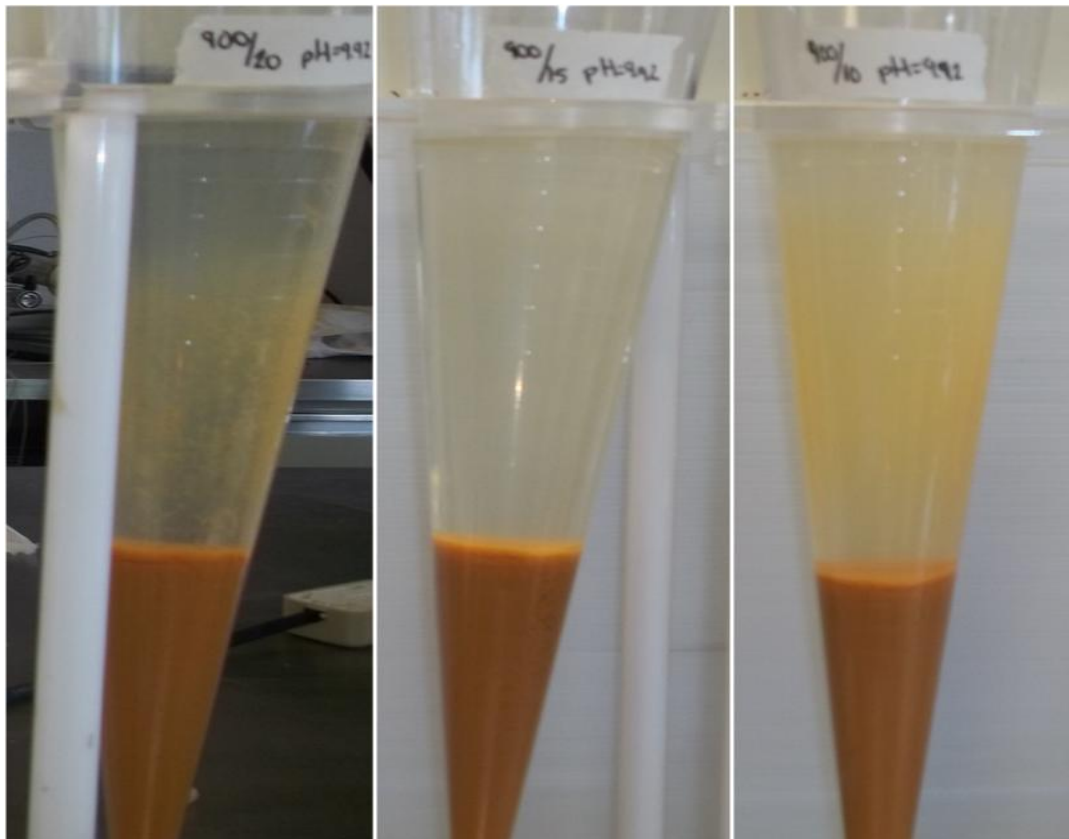
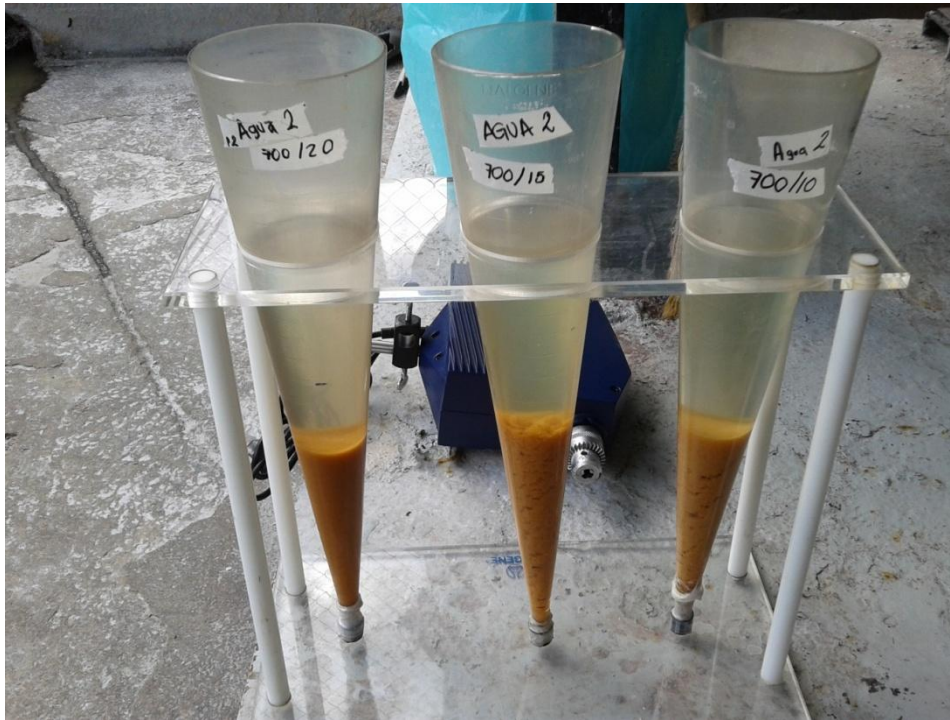


Figura 27. Efluente tratado variando la concentración de biopolímero, utilizando 700 y 900ppm de FeCl_3 en prueba de jarras.

Como se puede apreciar en las pruebas de laboratorio, a la menor concentración de sal inorgánica, se obtienen resultados satisfactorios, es decir, mayor claridad del sobrenadante con apreciable cantidad de material decantado. Sin embargo, una disminución en la concentración de biopolímero, resulta desfavorable ya que los floculos formados son dispersos y poco compactos (comparados con los que se formaron a una concentración de 20ppm de biopolímero con 700 y 900ppm de sal inorgánica), lo que puede producir una velocidad de sedimentación lenta (Acosta, 2006).

Tabla 8. Resultados de la caracterización del agua residual tratada, utilizando 700ppm de FeCl₃ y diferentes concentraciones de quitosán en pruebas de jarras.							
	PRUEBA 1	PRUEBA 2	PRUEBA 3	AGUA SIN TRATAMIENTO	PORCENTAJE DE REMOCIÓN		
Biopolímero (ppm)	10	15	20		10	15	20
pH	4.3	4.3	4.3	9.5			
Turbidez (NTU)	126	129	98	602.1	79.1	78.6	83.7
Sedimento (mL)	140	150	100	N/A			
DQO (ppm)	2100	2150	1900	5100	58.8	57.8	62.7

Tabla 9. Resultados de la caracterización del agua residual tratada, utilizando 900ppm de FeCl₃ y diferentes concentraciones de quitosán en pruebas de jarras.							
	PRUEBA 1	PRUEBA 2	PRUEBA 3	AGUA SIN TRATAMIENTO	PORCENTAJE DE REMOCIÓN		
Biopolímero (ppm)	10	15	20		10	15	20
pH	4.93	4.77	4.88				
Turbidez (NTU)	72	61	59	602.1	88.04	89.9	90.2
Sedimento (mL)	130	120	110	N/A			
DQO (ppm)	2230	1920	1875	5100	56.3	62.4	63.2

Considerando que los porcentajes de remoción de la DQO y la turbidez se encuentran aproximadamente alrededor del 63 y 89 respectivamente, para 700 y 900ppm de sal inorgánica con 20ppm del biopolímero, se determino que las condiciones óptimas de operación para el proceso de coagulación-floculación fueron a 700 y 20ppm de FeCl₃ y quitosán, respectivamente; sin ajustar el pH inicial de las aguas residuales provenientes del centro de lavado.

Es importante mencionar que la variación de los resultados obtenidos en los porcentajes de remoción se deben principalmente a la variabilidad en la concentración de los contaminantes que presentan las aguas residuales durante la operación del centro de lavado en el transcurso del día; tal y como se mostro en los resultados de la caracterización físico-química de las muestras de agua sin tratamiento.

4.2.2. Evaluación de la eficacia del biopolímero y la sal inorgánica.

En la tabla 10 se presentan los porcentajes de remoción de turbidez y DQO logradas a las condiciones establecidas en la experimentación.

Tabla 10. Porcentaje de remoción de contaminantes a las condiciones establecidas.				
MUESTRA	Muestra sin tratamiento	Muestra tratada	Porcentaje de remoción	Límites máximos (Normativos)
Parámetro	Valores promedio			
Sal Inorgánica (ppm)	N/A	700	N/A	N/A
Biopolímero (ppm)	N/A	20	N/A	N/A
pH	9.546	4.2	Disminuye 5.3 unidades	5.5-10 ^a
T (°C)	37.003	35	N/A	40 ^a
SDT (ppm)	3.771	5.4	Incremento del 42	500 ^b
Turbidez (NTU)	602.1	77	87	NE
DQO (mg/L)	5100	1930	62.2	200 ^b

Notas: NE: no especificado en norma; N/A: no aplica; ^a NOM-002-ECOL-1996; ^b Límite establecido por la EPA.

Los resultados de la eficiencia en la remoción de los contaminantes presentes en el agua residual proveniente del centro de lavado, muestran que a pesar de que la mezcla utilizada disminuye por arriba del 60% la DQO, todavía se incumple el límite de descarga; lo cual indica que parte de la materia orgánica presente en el agua es soluble, la cual no puede ser eliminada por coagulación-floculación. Por lo que es necesario complementar el tratamiento considerando otro proceso químico que permita su eliminación.

Al comparar las eficiencias logradas por la mezcla ensayada en esta investigación con otras investigaciones similares en las que reportan el tratamiento de las aguas residuales procedentes de industrias procesadoras de alimentos marinos, éstas señalan una eficiencia mayor; como los resultados obtenidos por Méndez (2009) (citado en Arias y Mendez, 2014), quien señaló que al utilizar quitosano como floculante (250ppm) y FeCl_3 (50ppm) como auxiliares para la sedimentación de partículas orgánicas contenidas en las aguas residuales de la industria de la harina de pescado, se registró una remoción de hasta el 57% de los sólidos suspendidos totales.

Resultados similares a los encontrados en esta investigación presentaron Selmer et al. (1996), durante el tratamiento de efluentes lácteos con quitosano, señalaron remociones de DQO cercanas al 60%. Otros investigadores reportan eficiencia del quitosano para remover entre 55 y 75% de la DQO presente en aguas residuales de industrias de alimentos (Caldera et al., 2009).

La eficiencia de remoción de turbidez obtenida en esta investigación después de agregar quitosán (polímero catiónico) como coadyuvante, está relacionada con su carga eléctrica positiva, debido a grupos aminos, capaz de remover la turbidez y el color (Acosta, 2006). Algunos autores señalan remociones de turbidez en aguas provenientes de la industria petrolera de más del 90% durante el tratamiento con polímeros catiónicos; mientras que otros refieren 90% de remoción de la turbidez presente en aguas residuales de industrias lácteas después del tratamiento con quitosano (Caldera et al., 2009).

Por otro lado, el incremento de la conductividad eléctrica del agua residual utilizada en esta investigación, puede ser atribuible a que el agente coagulante (que es una sal de hierro) puede no estar siendo utilizado en su totalidad durante el proceso (González, 2012).

CONCLUSIONES

- ❖ Este trabajo es una aportación de la Facultad de Estudios Superiores en coordinación con el TESE (tecnológico de Estudios Superiores Ecatepec) y la UAM (Universidad Autónoma Metropolitana) Xochimilco, a una cadena de restaurantes ubicados en México; ya que contribuye a mejorar el sistema de tratamiento utilizado para las aguas residuales que genera la empresa en su centro de lavado de mantelería.
- ❖ Los datos obtenidos en el laboratorio muestran que el color de las aguas residuales generadas en el centro de lavado de mantelería, es un indicador de la concentración y composición de las aguas contaminadas, debido al contacto con los desechos orgánicos generados como consecuencia de las actividades en las unidades de servicio de alimentos de la cadena, además de los productos de limpieza utilizados en el centro de lavado.
- ❖ Es necesario mejorar el sistema de tratamiento de las aguas residuales generadas en el centro de lavado, ya que el exceso de materia orgánica e inorgánica puede ocasionar problemas de descomposición acompañada de malos olores, aumento de color en el agua, generación de mosquitos en la corriente de descarga, así como, la proliferación de bacterias anaerobias y la disminución de algas las cuales son aportadoras de oxígeno en las corrientes de agua.
- ❖ La mezcla de FeCl_3 y quitosán como coagulante-floculante durante el tratamiento de las aguas provenientes del centro de lavado de una cadena de restaurantes con turbidez inicial de 602NTU es eficiente para remover la turbidez, color y DQO, presentándose como una alternativa para mejorar el sistema de tratamiento utilizado por la empresa.
- ❖ De las concentraciones del coagulante y floculante evaluadas para la sal inorgánica y el biopolímero en el laboratorio, las concentraciones de 700ppm de FeCl_3 y 20ppm de quitosán resultaron ser las óptimas, para incrementar la eficiencia en la remoción en el tratamiento del efluente obtenido del centro de lavado de la cadena de restaurantes cumpliendo así los objetivos propuestos.

- ❖ Incrementar la eficiencia en la remoción de los contaminantes presentes en las aguas residuales del centro de lavado, mediante la inclusión de la coagulación-floculación para la depuración de estas aguas, al utilizar la sal inorgánica y el biopolímero se logra a partir de la desestabilización de los coloides presentes, mediante la adición de iones cargados positivamente como el Fe^{3+} y un polímero catiónico que promueve la formación de flóculos.
- ❖ Incorporar la coagulación-floculación para la depuración de estas aguas residuales resulta viable, debido al contenido elevado de materia orgánica en suspensión, presente en el efluente; asimismo incorporar como coadyuvante el quitosán, que es una molécula orgánica biodegradable, ayuda a evitar los daños ambientales que ocasionan los floculantes inorgánicos o sintéticos y posibilita la recuperación del sedimento.
- ❖ Finalmente, el centro de lavado de la cadena de restaurantes cuenta con las condiciones para aplicar esta metodología y de esta forma contribuir al plan general y compromisos del grupo y también a la preservación del medio ambiente.

RECOMENDACIONES

- Implementar el proceso de coagulación-floculación en el sistema de tratamiento instalado en el centro de lavado de la cadena de restaurantes y cafeterías, para incrementar la eficiencia en la remoción de contaminantes y contemplar la posibilidad de reutilizar el agua tratada dentro de las instalaciones como en el riego de jardines y lavado de pisos, entre otros.
- Estudiar la posibilidad de incluir un proceso químico de precipitación para lograr incrementar el porcentaje de remoción de la materia orgánica soluble presente en las aguas residuales del centro de lavado.
- Ampliar la investigación, evaluando la eficiencia en la remoción de los contaminantes una vez incorporada la coagulación-floculación al sistema de tratamiento con el que se cuenta en el centro de lavado.
- Evaluar la posibilidad de utilizar como coagulante primario el quitosán en el tratamiento de estas aguas residuales, para disminuir el impacto ambiental que representa el uso de las sales inorgánicas al medio ambiente; de acuerdo a lo que se reporta en la literatura.

BIBLIOGRAFÍA

- Acosta Yanniris, L. (mayo-agosto de 2006). Estado del arte del tratamiento de aguas por coagulación floculación. *ICIDCA.Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar*, XL(2), 10-17.
- Arellano D, J. y Guzman P, J.E. (2011). *Ingeniería Ambiental*. México: Alfaomega.
- Arias L, D. M. y Mendez G, E. (mayo-junio de 2014). Remoción de solidos en aguas residuales la industria harinera de pescado empleando biopolimeros. *Tecnología y Ciencias del Agua*, V(3), 115-123.
- Baquero L, M. A., Ortiz J, C., y Rodriguez D, J. (2014). Eficacia del quitosano como coagulante en el pos-tratamiento de aguas residuales municipales. 172-177.
- Bell- Aji K, Abbaszdegas. M. (2000). Conventional and optimized coagulation for NOM removal. *Journan American Water Works Association. Volumen 92*, 44-58.
- Caldera Y, C., Nickceli B, D., Nava, A., Gutiérrez, E., y Mármol, Z. (2009). Quitosano como coagulante durante el tratamiento de aguas de producción de petróleo. *Boletin del Centro de Investigaciones Biologicas.*, 43(4), 541-555.
- Carrasco, F., y Mendez D, J. A. (2010). *Nuevos Materiales y Tecnologías para el tratamiento del Agua*. Sevilla: Universidad Internacional de Andalucía.
- EPA (2012). United States Enviromental Protection Agency (Consultado 2014 Mayo 31)
- Fonfria, R., y Pablo R, J. (1999). *Ingeniería Ambiental : Contaminación y Tratamientos*. Bogotá: Alfaomega.
- González Galvan, A. (2012). *Diseño de un sistema de Tratamiento para las aguas residuales de auto-lavados*. Tesis que para obtener el grado de Ingeniero Bioquímico con especialidad en Biotecnología. Tecnológico de Estudios Superiores de Ecatepec. Estado de México
- Gray, N. F. (1994). *Calidad del agua potable Problemas y Soluciones*. Zaragoza : Acribia S.A.
- Hernandez Muños, Aurelio. (1994). *Depuración de aguas residuales* . Madrid : España.
- Hilleboe Hernan, E. (2005). *Manual de Tratamiento de Aguas Negras*. Nueva York: Limusa.

- Jiménez Cisneros, B. E. (2001). *La Contaminación Ambiental en México causas efectos y tecnología apropiada*. México: LIMUSA.
- Kohler, P. (1998). *Al descubrimiento de la tecnología*. México: Limusa.
- Lárez Velázquez, C. (2003). Algunos usos del quitosano en sistemas acuosos. *Revista Iberoamericana de Polímeros*, 4 (2),92-109.
- Lorenzo, A. (2006). Estado del arte del tratamiento de aguas por coagulación-floculación. *ICIDCA.Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar*, XL(2), 10-17.
- Madrid Yepes, E. I. (2012). *Propiedades coagulantes y/o floculantes del quitosano como alternativa de tratamiento de agua residual del taller de cárnicos del la FES Cuautitlán*. Tesis que para obtener el título de Ingeniera en Alimentos. FES Cuautitlán. UNAM. Cuautitlán Izcalli, Estado de México, México.
- Manahan Stanley, E. (2007). *Introducción a la química ambiental*. México D.F.: Reverté.
- Maskew, F. G., Charles, G. J. y Alexander, O. D., (1976). *Purificación de aguas, tratamiento y remoción de aguas residuales*. México: Limusa.
- Metcalf, E. I. (1991). *Wastewater Engineering Treatment, Disposal and Reuse*. New York: McGraw Hill.
- Navalón, O. S., Ferrer R, B., Álvaro R, M., y García G, H. (2010). *Manual de Laboratorio Tecnicas Metodos y Aplicaciones en el Tratamiento de Aguas*. España: Universidad Politecnica de Valencia.
- NOM-001-ECOL-1996. Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.
- NOM-002-ECOL-1996. Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal.
- NMX-AA-003-1980. Aguas residuales-muestreo.
- NMX-AA-008-SCFI-2000. Analisis de agua-determinación del pH-Método de prueba (cancela a la NMX-AA-008-1980).
- Nordell, E. (1975). *Tratamiento de agua para la industria y otros usos*. México: Compañía Editorial Continental.
- Ongley, E. (1997). *Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos*. Roma: FAO.
- Orozco, B. C., y Pérez, S. A. (2003). *Contaminación Ambiental, una visión desde la química*. Madrid: Thomson.

- Pasquali, R. C. (2004). *Química Ambiental*. España: Científica Universitaria.
- Powell, S. T. (1981). *Acondicionamiento de aguas para la Industria*. México: Limusa.
- Ramallo, R. S. (1993). *Tratamiento de Aguas Residuales*. Barcelona: Prevente S.A.
- Rigola Lopeña, M. (s.f.). *Tratamiento de aguas industriales, aguas de proceso y residuales*. Colombia: Alfaomega.
- Romero Rojas, J. A. (2009). *Calidad del agua*. México: Alfaomega.
- Schulz, C., y Okon, A. D. (1998). *Tratamiento de Aguas Superficiales para países en Desarrollo*. México: Limusa.
- Selmer E, R. C. (1996). A novel treatment process for dairy wastewater with chitosan produced from shrimp-shell waste. *Water Sciece Technology*, 33-40.
- Seoánes Calvo, M. (2004). *Depuración de las aguas residuales por tecnologías Ecológicas y de bajo costo*. Madrid: Ediciones Mundi.
- Unda Opazo, F. (2000). *Ingeniería sanitaria aplicada al saneamiento y salud pública*. México.: LIMUSA.
- Weber Jr, W. J. (2003). *Control de la calidad del agua procesos fisicoquímicos*. España: Reverté S.A.
- Zerbatto, M., Carrera, E., Eliggi, M., Modini, L., Vaira, S., Nosedá, J., y Abramovich, B. (2009). Cloruro férrico para la coagulación optimizada y remoción de enteroparasitos en agua. AUGM_DOMUS. Volumen I, 18-26.

Portales de internet consultados

- http://www.extech.com/instruments/resources/manuals/EC400_UMsp.pdf,
www.hach.mx,
<http://www.carso.com.mx/ES/inversionistas/informacionfinanciera/Informe%20anual%202013/index.html>
www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Noticias/SGP-2-14Web.pdf
http://www.inegi.org.mx/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/integracion/pais/mexvista/2012/Mex_vi12.pdf
<http://www.nationalgeographic.es/medio-ambiente/aguas-dulces/ciudades-concienciadas-agua/imagen/las-ciudades-mas-concienciadas-con-el-agua>

