

**DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO
FACULTAD DE INGENIERÍA**



**“Mejora continua en el proceso de coagulación-
floculación para la industria”**

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL TITULO DE:
MAESTRO EN INGENIERÍA
(A M B I E N T A L)
P R E S E N T A:
RICARDO SALOMA AGUILAR

2001.7.05

DIRECTOR DE TESIS: M EN I. FRANCISCA IRENE SOLER ANGUIANO

JURADO: DR. PEDRO MARTINEZ PEREDA
DRA. RINA AGUIRE SALDIVAR
M EN I. ANA ELISA SILVA MARTINEZ
DR. ALFONSO DURAN MORENO





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.

Agradecimientos

A Dios:

Canto salmos al Señor.
¡El Señor ha sido bueno conmigo!
Salmo 13:6

A la UNAM, en especial al Posgrado de Ingeniería

Por haber contribuido a mi formación y a todos los maestros con los que tuve la oportunidad de tomar clases.

A los miembros del H. Jurado

Gracias por sus acertadas observaciones que han enriquecido esta tesis.

A la Maestra Francis Soler

Gracias por su amistad, su tiempo y dedicación.

Dedicatorias

A mis Padres

Guarda, hijo mío, el mandamiento de tu padre,
Y no dejes la enseñanza de tu madre.

Proverbios 6:20

A mi Hermano

¡Cuán bueno y cuán agradable es
que los hermanos convivan en armonía!

Salmo 133:1

A mi Familia

Por siempre darme su cariño, amor y apoyo.

A todos mis grandes amigos:

En todo tiempo ama el amigo,
Y es como un hermano en tiempo de angustia.

Proverbios 17:17

Temario

1. Introducción	1
1.1. Objetivo	3
1.2. Metas	3
1.3. Alcances y limitaciones	3
1.4. Criterios ambientales para la operación de la industria	4
1.5. SAA para la industria refresquera	7
2. Potabilización	9
2.1. Planta de potabilización	11
2.2. Coagulación floculación	13
2.2.1. Estabilización y desestabilización de las partículas coloidales	16
2.2.2. Sedimentación	17
2.2.3. Pruebas de coagulación floculación	18
2.2.4. Floculantes	20
2.2.4.1. Floculantes inorgánicos	21
2.2.4.2. Policloruro de aluminio	23
2.2.4.3. Los alumbres básicos en el tratamiento fisicoquímico del agua	23
2.2.4.4. Monómeros	27
2.2.4.5. Polímeros	29
2.2.4.6. Procesos de fabricación del PAC	30
2.2.4.7. Aplicaciones del PAC	32
3. Parte experimental y resultados	36
3.1. Diseño de experimento	37
3.2. Análisis realizados	39
3.3. Pruebas de jarras	42
3.4. Análisis de resultados	46
3.5. Balance de materia en el proceso de coagulación floculación	60
3.6. Análisis del SAA propuesto	64
4. Conclusiones y recomendaciones	67
Bibliografía	70
Anexo	75

Introducción

La importancia de utilizar en la industria nuevos y mejores procesos, tecnologías, formas de organización del trabajo, procedimientos, capacitación para el personal y nuevas políticas (todo esto dirigido a minimizar la producción de contaminantes y residuos industriales, así como a promover el ahorro de energía, de agua y de otros recursos naturales), ha surgido en los últimos años debido al gran desarrollo industrial, la globalización y a los avances de la ciencia en materia ambiental.

Actualmente, todo tipo de organizaciones están interesadas en lograr un desempeño ambiental correcto, controlando sus actividades, productos y servicios. Esto se ha logrado por las cada vez más estrictas legislaciones, muchas de las cuales son de carácter internacional.

Uno de los giros industriales más preocupado por tener una producción adecuada sin contaminar el ambiente, es la industria refresquera. Este tipo de industria desea mejorar el proceso de purificación del agua de proceso. El tratamiento de esta agua depende de la operación del sistema de coagulación-floculación ya que es uno de los pasos más importante de la potabilización.

El sistema de coagulación-floculación utiliza generalmente sulfato de aluminio como coagulante-floculante. Se ha comprobado que este reactivo tiene la deficiencia de dejar aluminio disuelto en el agua, el cual es dañino para la salud pues provoca diversas enfermedades entre las cuales está el mal de Alzheimer^[1, 2]. Los límites máximos permitidos por las normas nacional e internacional son rebasados en algunos casos al utilizar el sulfato de aluminio como coagulante-floculante.

Para mejorar el sistema de coagulación-floculación en la industria refresquera en México, se podría emplear otro coagulante-floculante para tratar el agua de proceso. El policloruro de aluminio, que por sus siglas en inglés es conocido como PAC (Polyaluminium chloride), ha surgido como una opción diferente para los reactivos

coagulantes y floculantes convencionales. El uso del PAC en el proceso del tratamiento del agua se ha incrementado en los últimos 10 años^[3].

1.1. Objetivo

El objetivo de este trabajo es proponer al coagulante-floculante PAC, como una alternativa, para el sistema de coagulación-floculación dentro del proceso de mejora continua en la industria refresquera de nuestro país.

1.2. Metas

- a) Se comparará el PAC contra el sulfato de aluminio.
- b) Se evaluará los parámetros: eficiencia del coagulante-floculante, costo de los reactivos y producción de lodos, en pruebas realizadas con aguas reales de cinco refresqueras del país a nivel de laboratorio.
- c) Se analizará la sustitución del sulfato de aluminio por el PAC en una industria refresquera.

1.3. Alcances y limitaciones

- No se realizaron pruebas en planta.
- Se tomó una muestra de agua en cada refresquera.
- Los lodos se evaluaron de forma cualitativa, solamente por su masa y tamaño de flóculo.
- Se estimó la masa de los lodos producidos por medio del balance de materia.

1.4. Criterios ambientales para la operación de la industria.

La globalización económica y el desarrollo industrial, así como el progreso de la ciencia y de las tecnologías ambientales, han identificado soluciones ambientales que hace sólo diez años se consideraban impensables en nuestro país. Uno de los mejores ejemplos de este cambio está representado por la aparición de procesos, tecnologías, formas de organización del trabajo en planta, procedimientos y nuevas capacidades de desarrollo de personal. Algunas industrias comienzan a abandonar gradualmente sus estrategias de comando y control de la contaminación ambiental, para sustituirlas por nuevas políticas ambientales orientadas a impedir o minimizar la formación de contaminantes y residuos industriales, tanto como a promover el ahorro de energía, de agua y otros recursos naturales. Además, a través de las nuevas estrategias de desarrollo industrial que privilegian la prevención de la contaminación y el aprovechamiento sustentable de los recursos para fines productivos, las organizaciones pueden elevar notablemente sus rendimientos económicos en armonía con el ambiente.

Las organizaciones de todas clases están cada vez más interesadas en alcanzar y demostrar un desempeño ambiental acertado, controlando el impacto ambiental de sus actividades, productos o servicios. Dichas organizaciones hacen esto en el contexto de una legislación cada vez mas estricta, del desarrollo de políticas económicas y otras medidas para fomentar la protección ambiental y de un aumento general de la preocupación de las partes interesadas acerca de los asuntos ambientales, incluyendo el desarrollo sustentable.^[4]

Sistemas de administración ambiental (SAA).

La administración ambiental es una parte integral de un sistema global de administración de una empresa. Un sistema de administración ambiental (SAA), es un proceso continuo para dirigir las actividades industriales que puede anticipar los problemas ambientales de una empresa porque amplía sus objetivos y asegura el cumplimiento continuo de los requisitos en materia ambiental. La estructura, las responsabilidades, las prácticas, los procedimientos, los procesos y los recursos para implantar políticas, objetivos

y metas ambientales pueden ser coordinadas con otros esfuerzos existentes (por ej.: operaciones, finanzas, calidad, seguridad e higiene ocupacional).

Un SAA eficiente ayuda a proteger la salud humana y el ambiente de los impactos potenciales de las actividades, productos y servicios de una empresa y puede contribuir a mejorar la calidad del ambiente. Brinda confianza a las partes de una organización, dado que existe un esfuerzo directivo para asegurar que se logren las políticas, objetivos y metas ambientales, provocando que cada organización acepte su responsabilidad para el mejoramiento ambiental.

El principio clave de un SAA es que reconoce que la administración ambiental tiene una alta prioridad, porque establece y mantiene una comunicación con las partes interesadas tanto internas como externas, además de determinar los requisitos legales y los aspectos ambientales asociados con las actividades, productos y servicios de la organización. Asimismo establece compromisos de los directivos y empleados para la protección del ambiente a través de la asignación de funciones, responsabilidades, autoridades y recursos, así como un proceso para alcanzar los niveles de ejecución planeados y el proceso administrativo para auditar y analizar los SAA y para identificar oportunidades de mejora. Otra de las principales claves es: desarrollar las estrategias ambientales mediante el análisis del producto o su ciclo de vida, el asignar recursos apropiados y suficientes para realizar las actividades en los niveles planeados bajo un proceso continuo y promover que los contratistas y proveedores establezcan su propio SAA^[5].

Los beneficios que trae consigo un sistema de administración ambiental a una empresa son: asegurar el cumplimiento ambiental de la organización; mantener buenas relaciones con la sociedad, satisfaciendo los requerimientos del cliente, mejorando su imagen y posición en el mercado; reducir incidentes, al evitar fugas o desperdicios de materiales y por que mejora las condiciones de las instalaciones. Además, asegura costos razonables en el control ambiental y fomenta el desarrollo armónico entre la producción y

la responsabilidad ambiental; y sobre todo, mejora tanto el capital de la organización, como las relaciones de la industria, con el gobierno y con la sociedad ^[5].

Política ambiental

El más alto nivel directivo tiene que definir la política ambiental de la organización y asegurar que sea adecuada a la naturaleza, escala e impactos ambientales de sus actividades, productos y servicios. Esta política ambiental debe incluir un compromiso para el mejoramiento continuo, la prevención de la contaminación, un compromiso para cumplir con la legislación, las reglamentaciones ambientales y con otros requisitos a los que se adhiera la organización. Debe proveer el marco adecuado para establecer y revisar los objetivos ambientales, debiendo estar documentada, mantenida y comunicada a todos los empleados, así como disponible al público.

Aunque el compromiso y liderazgo de la alta dirección son fundamentales, la política ambiental debe considerar la misión, visión, valores esenciales y creencias de la organización, la mejora continua conjuntamente con los requerimientos de las partes interesadas y su comunicación.

Mejora continua

La mejora continua permite a una organización conducir sus políticas, estrategias y objetivos ambientales con el propósito primario de promover la prevención de la contaminación ambiental, la minimización de actividades riesgosas en la operación y el aprovechamiento sustentable de los recursos naturales con un enfoque de calidad ambiental total y multimedios orientados al manejo limpio y seguro de sus cadenas productivas.

La industria en México necesita mejorar su procesos, productos y servicios para poder competir con las industrias internacionales en este mundo globalizado.

En este trabajo se estudiará como se puede participar en el programa de mejora continua de cinco diferentes refresqueras en México. Estas refresqueras pertenecen a la compañía internacional Coca-Cola. Esta industria cuenta con un sistema de calidad y con

normas internas de carácter internacional. Al contar con un sistema de calidad, la empresa tiene un compromiso de mejoramiento en todos sus departamentos.

1.5. SAA para la industria refresquera

Política ambiental

“Producir refrescos con la mejor calidad, con el compromiso de cuidar el ambiente.”

De entre todos los procesos que existen para la fabricación de refrescos, se escogió el proceso de coagulación-floculación, para realizar un estudio tendiente a buscar una mejora continua acorde con la política ambiental.

Dentro del estudio propuesto se establecieron dos compromisos:

Compromiso 1

- Mejorar la calidad del agua de proceso.

Objetivo: Minimizar la cantidad de aluminio residual en el agua de proceso a niveles requeridos por las normas que lo rigen.

Meta: Reducir la concentración de aluminio residual a un nivel de menos de 0.1 ppm.

Acción: Utilización de un nuevo coagulante-floculante; PAC.

Compromiso 2

- Mejorar el proceso de coagulación-floculación de la refresquera.

Objetivo: Minimizar la cantidad de lodos producidos en el sistema de coagulación-floculación.

Meta: Reducir la cantidad de lodos en un 25% en peso por cada día.

Acción: Minimización de lodos, utilizando un mejor coagulante-floculante para reducir la producción de lodos.

Control de la documentación

- Toda la documentación de la calidad del agua antes y después de ser tratada debe estar accesible, con fechas de revisión y fácilmente entendibles, mantenida en forma ordenada y conservada durante un periodo específico.
- Se establecerán y mantendrán procedimientos y responsabilidades concernientes a los análisis del agua y la cuantificación de los lodos producidos en el sistema de coagulación-floculación.

Control operativo

- Se identificarán aquellas operaciones y actividades que estén asociadas con los aspectos ambientales, como lo son la calidad del agua y los lodos producidos en el sistema de coagulación-floculación.
- Se estipularán criterios operativos en todos los procedimientos.
- Se estipularán y mantendrán procedimientos relacionados con los aspectos ambientales de bienes y servicios usados por la organización.
- Se estipularán una comunicación de los procedimientos y requisitos pertinentes a los proveedores y contratistas.

En el capítulo siguiente se describe el proceso de potabilización de agua para la industria refresquera, para la cual se propone una modificación que mejorará ambientalmente esta industria.

Potabilización

2. Potabilización

Se sabe que, en promedio, un hombre consume 2 litros de agua por día para beber y cocinar. La cantidad depende del clima y se incrementa de 3 a 4 litros en los países de clima cálido^[6]. La demanda de agua en diferentes países y usos se presenta en la tabla 2.1.

Las condiciones del sistema de abastecimiento y el agua que se pierde a través de la distribución por goteo en el sistema se deben de tomar en cuenta dentro de la demanda de agua. El rendimiento de un sistema se define como la relación entre el volumen de agua recibida por los consumidores y el volumen de salida que bombea la planta. Un buen sistema debe ser capaz de obtener un rendimiento del 80%.

Tabla 2.1 Demanda de agua en diferentes estilos de vida y ciudades^[6].

Ubicación	Cantidad en m³ por persona por año
Población rural en Francia	12 a 50
Casa habitación en Francia	110
Departamentos en Francia	
- De renta baja	60
- De lujo	200
Oficinas En Francia	25
París	150
Nueva York	500

El agua que llega al grifo del consumidor debe ser “potable”, esto es, debe estar conforme a la norma (NOM-127-SSA1-1994)^[7]. La OMS (Organización Mundial de la Salud) establece recomendaciones para cada parámetro que debe seguir para cada país, dependiendo de las condiciones de salud y la economía de cada país^[6].

2.1 Planta de potabilización.

El tratamiento de agua para potabilización es un conjunto de procesos unitarios que son elaborados para producir una cantidad abundante de agua segura para beber. El sistema de tratamiento generalmente consiste de cuatro o más procesos interrelacionados y compatibles. Puesto que los procesos unitarios deben de estar interrelacionados, la operación de cada componente afecta al desempeño de los otros y por lo tanto al sistema completo^[8].

La planta potabilizadora es una parte complementaria del sistema de abastecimiento y como tal, sujeta a la planeación establecida para el sistema. Muchas veces la fuente superficial y su planta potabilizadora complementan el caudal que se requiere en el sistema, que ya cuenta con otras fuentes de explotación (generalmente subterráneas), y la planeación de las demandas en espacio y tiempo definen la ubicación zonal y los caudales a suministrar con la instalación. Sólo en casos muy contados y especiales, es la planta potabilizadora el motivo principal que manda la ejecución de los estudios de tamaño, demandas, etc., aunque esta sea una información indispensable para la modulación y la planeación económica financiera de la obra de abastecimiento del agua potable.

Entre los aspectos más importantes de la potabilización, esta la adecuada selección de la fuente de abastecimiento, sobre todo desde el punto de vista sanitario. La calidad del agua, sus variaciones estacionales, y su potencial de contaminación, dependerá de la selección del tamaño, tipo, procesos y costo total de la potabilización.

Es por eso que es tan importante una buena caracterización del agua, el conocimiento y el buen manejo de la química del agua y el conocimiento de los procesos y tipos de potabilizadoras. Con estos datos y conocimientos se puede optar por la mejor solución de tratamiento^[9].

Los procesos que se utilizan en la potabilización del agua, y que el ingeniero selecciona para integrar el tren de tratamiento de la planta son:

1. Aireación. Proceso de transferencia de gases para remover gases disueltos, orgánicos volátiles, oxidar, etc.
2. Coagulación. Es la más importante en la eficiencia de la remoción de la turbiedad y el color dado por arcilla, materia orgánica, metales tóxicos, microbios y parásitos
3. Sedimentación y flotación. Separación de sólidos por gravedad
4. Filtración. Paso del agua por un material poroso
5. Intercambio iónico. Son resinas sintéticas que básicamente se usan para la remoción de la dureza y otros iones
6. Adsorción
7. Precipitación química. Se basa en la solubilidad de los compuestos químicos, a diferencia de la coagulación que actúa desestabilizando partículas estables
8. Estabilización química
9. Procesos de membrana
10. Oxidación química
11. Desinfección
12. Manejo y disposición de lodos.

Los procesos de potabilización también se utilizan en diferentes industrias, como las purificadoras de aguas, cerveceras, refresqueras, y algunas otras mas.

En este trabajo es de interés el proceso de coagulación-floculación en el tratamiento del agua de proceso para la industria refresquera. Esto se debe, a que es el proceso donde se utilizan los coagulantes-floculantes, los cuales son el principal motivo de estudio de esta tesis.

2.2 Coagulación floculación

La coagulación y la floculación pueden verse como un proceso secuencial como se muestra en la figura 2.1. Realísticamente, ambos procesos ocurren simultáneamente o con alguna sobreposición. Ellos se distinguen por (1) su mecanismo de desestabilización, (2) los tipos de químicos usados para su iniciación y, (3) los tamaños relativos en las partículas aglomeradas.

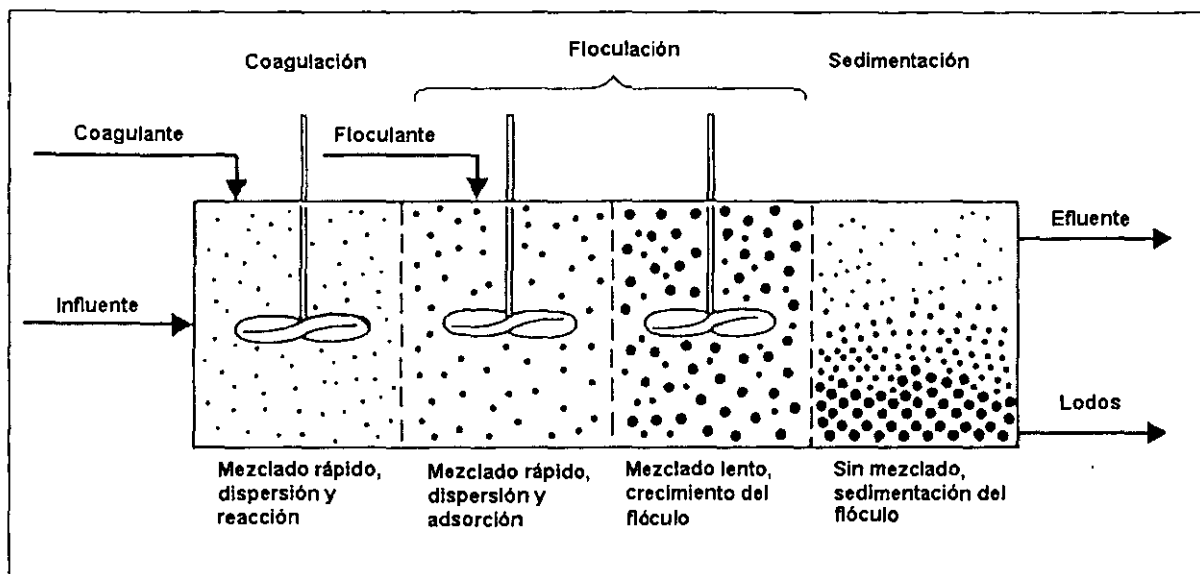


Figura 2.1 Proceso secuencial coagulación/floculación.

Históricamente, la floculación ha sido considerada como la aglomeración de partículas suspendidas promovidas primeramente por agitaciones físicas, colisiones partícula-partícula, y la adherencia mutua. Los contactos interpartículas producido por el movimiento aleatorio de las moléculas (movimiento Browniano) es llamado floculación pericinética; el contacto causado por movimiento del fluido (agitación) es llamado floculación ortocinética. Los agentes químicos (coagulantes y floculantes) aumentan la probabilidad del contacto permanente y la adhesión, reduciendo las barreras de energía entre las partículas y aumentando la atracción mutua^[10].

La coagulación puede ser interpretada como la conversión de partículas coloidales y dispersas a pequeños flóculos visibles por la adición de un electrolito simple. Aumentando la concentración de los electrolitos resulta en una compresión de la doble capa eléctrica alrededor de cada partícula suspendida, una disminución en la magnitud de las interacciones repulsivas entre las partículas y su desestabilización. La floculación se interpreta como la aglomeración adicional de las partículas coaguladas que sedimentan a grandes flóculos rápidamente por la adición de un polielectrolito. Las moléculas floculantes se unen entre sí para formar aglomeraciones más grandes^[11].

La desestabilización de las partículas coloidales por un floculante polielectrolítico puede ser ilustrada por una serie de cinco reacciones que se muestran en la figura 2.2. La adsorción inicial (Reacción 1) de un nivel óptimo del floculante desestabiliza una sola partícula. A esto le sigue, una formación de un flóculo visible (Reacción 2) entre varias partículas. La floculación es incompleta a un nivel insuficiente de floculante (Reacción 3). Muchas partículas individuales permanecen dispersas. Se agrega un incremento para que la concentración del floculante se incremente a un nivel óptimo. Un exceso en el nivel de floculante (Reacción 4) reduce la agregación y la suspensión se redispersa en pequeños grupos y partículas individuales. La adsorción secundaria del floculante (Reacción 5) puede también conducir a la reestabilización^[11].

Los procesos de coagulación y floculación precondicionan los sistemas sólido líquido para una separación subsecuente por sedimentación, flotación, filtración o centrifugación^[11].

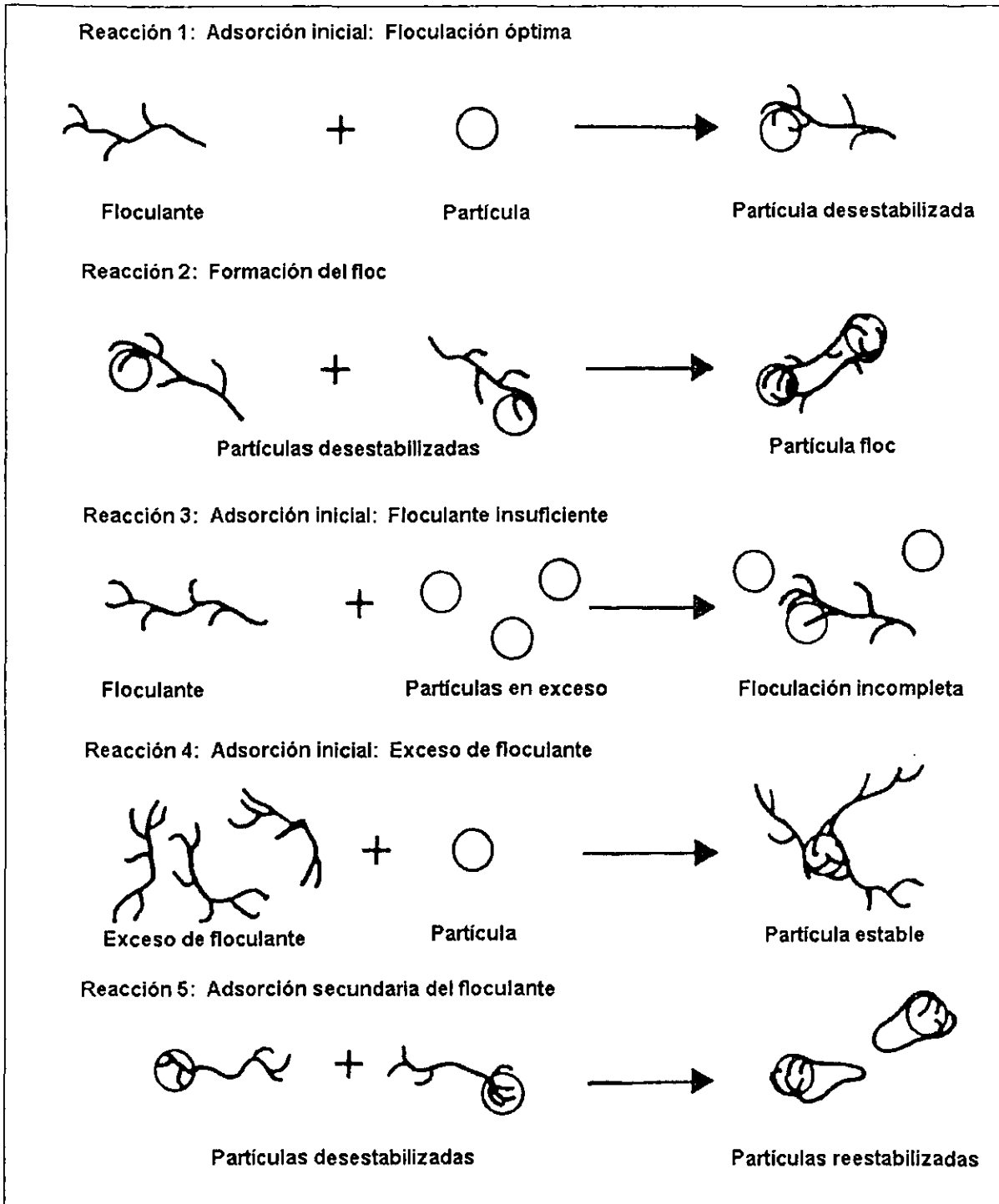


Figura 2.2 Desestabilización de las partículas coloidales por medio de un floculante polielectrolito^[8].

2.2.1 Estabilización y desestabilización de las partículas coloidales

Todos los tipos de aguas, como la destilada, la desionizada, la cruda, la potable, la superficial, la de proceso o la residual, son una mezcla de sustancias disueltas y partículas suspendidas. La mayor diferencia entre esas aguas es la concentración relativa de sus impurezas respectivas^[12]. Un lodo concentrado puede contener 100,000 mg/L (10%) o más de sólidos suspendidos; una agua residual sin tratar contiene 100-1000 mg/L (0.01-0.1%); una agua residual tratada contiene 3-30 mg/L (0.0003-0.003%); un agua potable contiene menos de 0.1 mg/L (0.00001%). Esas partículas suspendidas son normalmente polidispersas (intervalo de diferentes tamaños), pueden ser no esféricas (fibras, granos irregulares, formas amorfas) y, tienen densidades variables (mayores o menores de la del agua). Adicionalmente, estos sólidos se catalogan como esencialmente insolubles (óxidos y minerales), sólo parcialmente hidratadas (arcillas, células microbianas) o en equilibrio con la solución suspendida (sales ligeramente solubles).

Las designaciones de las cuatro clases y los intervalos de tamaños aplicables de partículas suspendidas se listan en la Tabla 2.2

Tabla 2.2 Tamaños relativos de las partículas suspendidas^[12].

Clase	Diámetro (mm)
Coloidal	0.000001-0.001
Disperso	0.001-0.1
Coagulante	0.1-1.0
Floculante	1.0-10.0

Las pequeñas partículas dispersas se estabilizan individualmente debido a las cargas superficiales de las partículas o a la hidrodinámica de los fluidos suspendidos. Tales partículas no necesariamente se aglomeran espontáneamente. Muchas partículas, como las arcillas, fibras de papel, células microbianas y óxidos metálicos, los cuales están suspendidos en agua y en aguas residuales a pH neutro, poseen carga superficial negativa. Estas cargas se producen por cualquiera de estos tres procesos distintos dependiendo de la

composición de la solución y/o de la naturaleza de la fase sólida. Las cargas se distribuyen sobre la superficie de las partículas en capas o modelos múltiples y difusos.

La estabilidad de las partículas suspendidas está influenciada en gran medida por el pH, la temperatura y los tipos y concentraciones de sales solubles y de otros compuestos en el medio. Los dos factores más importantes en cualquier coagulación-floculación son; (1) el tamaño efectivo de las partículas y (2) la carga superficial neta de las partículas. Ambos factores se influyen por la probabilidad de colisión entre las partículas y la probabilidad de adhesión después de la colisión con otra partícula y/o la desestabilización química.^[11, 14]

La desestabilización de las partículas coloidales se inicia por cualquiera de los siguientes mecanismos^[13, 14]: (1) compresión de la doble capa eléctrica, (2) neutralización de la carga, (3) unión o (4) entrapamiento.

Los tamaños, formas y concentraciones de las partículas suspendidas afectan la floculación y la sedimentación. Las partículas más grandes sedimentan más rápido que las partículas pequeñas de igual densidad. Las partículas rugosas y de formas irregulares sedimentan mas lento que las partículas lisas y esféricas de igual densidad. La floculación es menos efectiva si la concentración de sólidos es baja (<50 mg/L) porque se reduce la probabilidad de colisión y la adhesión subsecuente entre las partículas. La sedimentación puede ser obstaculizada, a concentraciones grandes de sólidos suspendidos (>2000 mg/L), por el contacto y fricción excesivos entre las partículas, lo que provoca una reducción en la velocidad de sedimentación de las partículas.

2.2.2 Sedimentación

La separación de los sólidos coagulados y floculados del líquido por sedimentación ocurre cuando las fuerzas de gravedad exceden a las fuerzas de fricción^[15]. La densidad de los sólidos es más grande que la densidad del líquido. Surgen complicaciones si las partículas son polidispersas, no esféricas y tienen cargas superficiales variables. Los gradientes de velocidad de los fluidos, las interacciones partícula-partícula (impedimentos

en la sedimentación) pueden también alterar la sedimentación. Los procesos de coagulación y sedimentación provocan una rápida separación de las partículas del fluido.

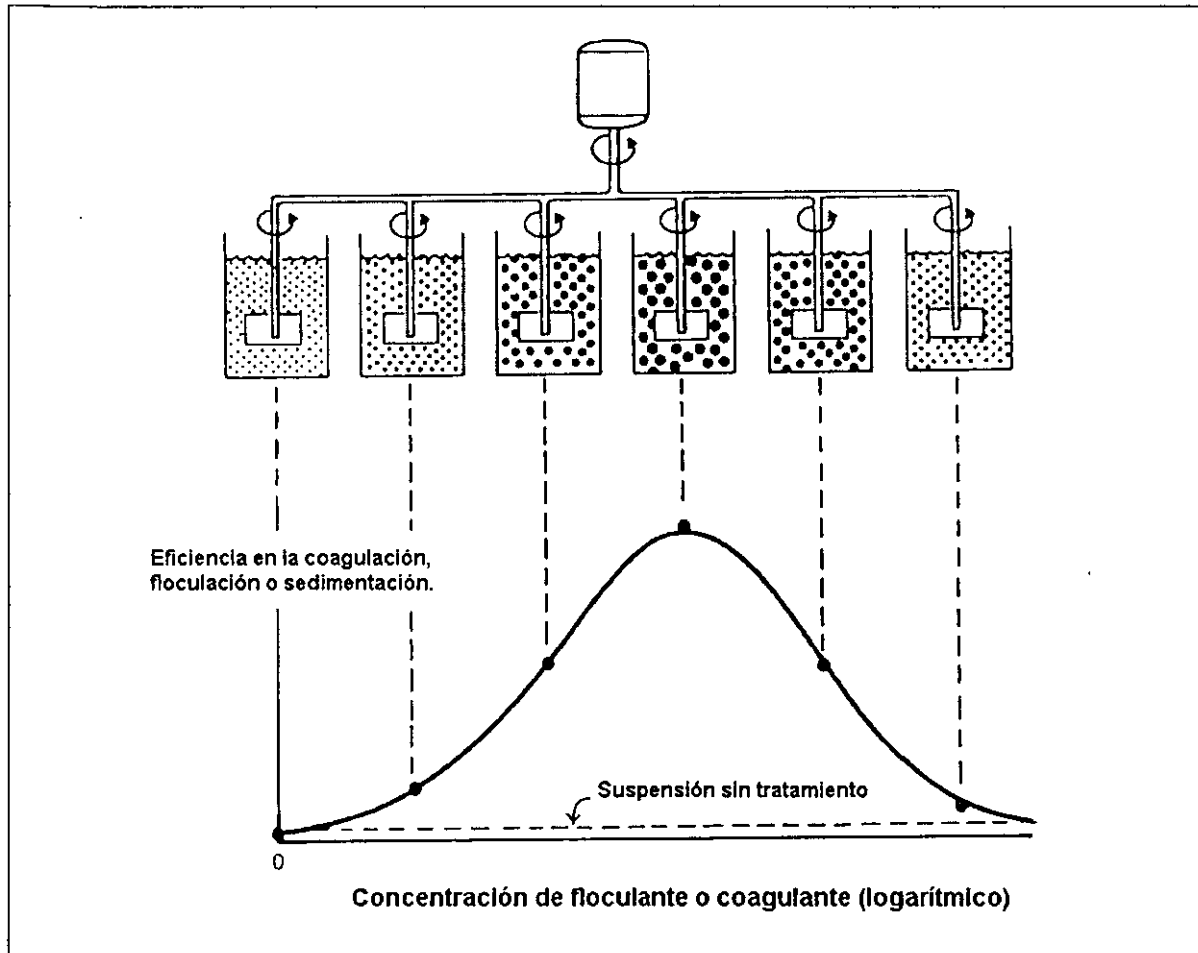
2.2.3 Pruebas de coagulación-floculación

Evaluaciones cualitativas y cuantitativas de los procesos de coagulación y floculación se pueden y deben realizar en el laboratorio^[16]. Los criterios cualitativos incluyen observaciones visuales de (1) la velocidad de floculación, (2) el tamaño del flóculo formado, (3) la velocidad de sedimentación y, (4) la claridad de los sistemas tratados. Los índices visuales subjetivos aprendidos por experiencia en el laboratorio son de ayuda para un rápido reconocimiento y para estimaciones preliminares. Pero para propósitos de monitoreo y control, las mediciones cuantitativas continuas, como las concentraciones de sólidos suspendidos, se prefieren a observaciones visuales subjetivas o de determinaciones periódicas. La concentración de sólidos suspendidos es la medida más importante de control. Las determinaciones analíticas de polielectrolitos se limitan un poco por la carencia de especificaciones químicas, pero la carga eléctrica total puede ser medida por un sistema dado. El monitoreo de un componente químico específico también es recomendado.

Las evaluaciones cuantitativas de la coagulación floculación y los procesos relacionados se pueden hacer mediante una gran variedad de técnicas^[16]. Estas, usualmente incluyen, la medición de la concentración de los sólidos suspendidos. En intervalos limitados, los parámetros visuales definidos son proporcionales a las concentraciones de los sólidos suspendidos determinados por peso. Las mediciones ópticas son funciones del tamaño y forma de la partícula, y en ciertos casos son afectados por sólidos disueltos. Aunque las mediciones ópticas son inmediatas, pueden ser usadas para control.

Los procesos de floculación y sedimentación generalmente se evalúan subjetivamente usando criterios visuales en pruebas de laboratorio que se practican en paralelo como lo muestra la figura 2.3^[16, 17]. Los volúmenes de igual medida de una muestra de suspensión a ser evaluada se colocan en recipientes transparentes redondos o

cuadrados (“jarras”) equipado con agitadores de aspas. Los coagulantes y/o floculantes se añaden en cantidades medidas a tiempos prescritos y bajo condiciones de agitación preestablecidas. Las eficiencias de la coagulación, floculación, y/o sedimentación (y/o flotación) son secuencialmente evaluadas como funciones logarítmicas de la concentración del coagulante o del floculante. La tercera variable es el espacio de tiempo entre el mezclado que interviene y las adiciones del coagulante-floculante.



Etapa	Tiempo (min)	Agitación (rev/min)
Coagulación	5	100
Dispersión del floculante	1	100
Floculación	3	40
Sedimentación	5	10

Figura 2.3 Evaluación de las pruebas de laboratorio de la coagulación-floculación^[16].

Un programa típico de prueba consiste de tres periodos: un periodo inicial corto de dispersión con agitación vigorosa, un periodo largo de aglomeración con agitación media y el periodo final de sedimentación con agitación lenta. El coagulante o floculante se distribuye uniformemente durante el periodo inicial. Las partículas crecen a su tamaño máximo durante el periodo de aglomeración. Las partículas aglomeradas sedimentan de la dispersión durante el periodo de sedimentación. Esta prueba aproxima el proceso dinámico a la operación a escala normal.

Las mediciones de la velocidad de sedimentación después de la coagulación y la floculación también se realizan en cilindros graduados en el laboratorio o en tubos largos, columnas de sedimentación, en plantas piloto^[16, 18]. Los dispositivos de laboratorio para comparaciones cualitativas de la adición de químicos son aceptables, pero están sujetos a efectos de pared, etc. por su tamaño limitado.

2.2.4 Floculantes

Los floculantes se usa para optimizar la separación de la fase sólida de la fase líquida en una suspensión acuosa. Estas suspensiones usualmente contienen partículas inorgánicas y orgánicas, las cuales están finamente divididas en una consistencia coloidal y están dispersas en el agua como un medio de dispersión. Con partículas más pequeñas, la suspensión es más estable. Sin embargo, la adición de un floculante aumenta drásticamente la velocidad de sedimentación de las partículas para que se pueda tener un sobrenadante claro. Los sólidos sedimentados se pueden filtrar o centrifugar para realizar una separación más eficiente.

Los floculantes convierten los sólidos suspendidos presentes en el agua en forma coloidal, en aglomerados más importantes. En estos procesos, los “flóculos” resultantes alcanzan un estado y tamaño que los vuelve sedimentables, flotables o filtrables, permitiendo una separación casi completa de los sólidos suspendidos presentes en el agua.

2.2.4.1 Floculantes inorgánicos

Los floculantes inorgánicos son en su mayoría sales de aluminio y hierro, los cuales forman hidróxidos insolubles que precipitan en agua. Las impurezas en el agua son absorbidas dentro de las partículas sedimentables, flóculos, y éstas, posteriormente, se remueven del agua.

Actualmente, los floculantes inorgánicos más importantes son las sales trivalentes del aluminio y hierro, así como también la sílice activada. En la tabla 2.3 se enlistan algunos otros floculantes inorgánicos importantes.

Tabla 2.3 Floculantes inorgánicos.^[20]

Tipo	Fórmula
Alumbre	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14 \text{H}_2\text{O}$
Cloruro de poli aluminio (PAC)	$\text{Al}(\text{OH})_{1.5}(\text{SO}_4)_{0.125}\text{Cl}_{1.25}$
Aluminato de sodio	NaAlO_2
Cloruro de hierro (III)	FeCl_3
Sulfato de hierro (III)	$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$
Cloro sulfato de hierro (III)	FeClSO_4
Sulfato de hierro (II)	$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$
Silicato de sodio (sílice activada)	Na_2SiO_3

Los floculantes polielectrolíticos son de cadena lineal o de cadena ramificada^[19]. Los polielectrolíticos tienen altos pesos moleculares y son completamente solubles en agua^[20]. Los compuestos relacionados con los floculantes polielectrolíticos son: (1) Los agentes tenso activos, los cuales son compuestos solubles en agua o polímeros de bajo peso molecular y, (2) las resinas intercambiadoras de iones, las cuales son esencialmente insolubles en agua pero expandibles en agua. Los floculantes polielectrolíticos pueden ser de origen natural o sintético. Varios tipos de floculantes polielectrolíticos se enlistan en la

tabla 2.4. Los polímeros y los copolímeros de acrilamida son importantes comercialmente^[21]. Estos productos se envasan en bolsas como polvo seco granular o como soluciones concentradas acuosas o emulsiones hidrocarbonadas en tambores o pipas.

Algunas sustancias vegetales y minerales han sido usadas como coagulantes y floculantes desde tiempos antiguos para la purificación de agua, vinos y otros líquidos.

Tabla 2.4 Floculantes polielectrolíticos.^[21]

Tipo	Carga Iónica	Ejemplos
Aniónico	Negativa	Poli(acrilamida) hidrolizada parcialmente (>5-40%) Poli(ácido acrílico) y sales Poli(acrilamidas/ácido acrílico) copolímeros Poli(ácido estirén sulfónico) y sales Poli (alcohol vinílico)
Catiónico	Positiva	Poli(alquilén poliamida) Poli(epiclorhidrina) Poli(etilénimina) Poli(dimetil aminometilacrilamida) Poli(cloruro de dialildimetil amonio) Poli(cloruro de vinilbenciltrimetil amonio)
No iónico	Neutra	Poli(acrilamida), parcialmente hidrolizada (<1-5%)
Diversos	Variable	Ácido alginico Celulosa Gomas Pegamentos Almidón Otros productos naturales y derivados.

2.2.4.2 Policloruro de aluminio

Las sales de aluminio son ampliamente usadas como coagulantes en el tratamiento de aguas industriales. El alumbre es el coagulante de aluminio más comúnmente usado debido a su bajo costo y efectividad para la remoción de colores y de la turbiedad. También se usan otros coagulantes de aluminio, como el aluminato de sodio, cloruro de aluminio, el policloruro de aluminio (PAC, por sus siglas en inglés) y una mezcla de cloruros de aluminio y polielectrolitos orgánicos.

El uso de coagulantes de aluminio pueden provocar elevadas concentraciones de aluminio en el agua tratada^[22]. Las altas concentraciones de aluminio residual son preocupantes también ya que pueden tener un potencial adverso para la salud, como: el síndrome de diálisis encefalopatológica, fallas renales,^[23] y el mal de Alzheimer^[1].

El aluminio es el tercer elemento más abundante en la superficie de la tierra y el metal más abundante. Existe en el estado de oxidación +3 y tiene un número de hidratación de 6. El aluminio es extremadamente insoluble en soluciones acuosas y se encuentra generalmente en la forma de silicato de aluminio^[24].

2.2.4.3 Los alumbres básicos en el tratamiento fisicoquímico del agua

Los alumbres básicos o sulfatos básicos de aluminio también llamados alumbres neutros constituyen una familia de productos derivados de la neutralización parcial del alumbre ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) cuya fórmula genérica es $\text{Al}_a(\text{OH})_b(\text{SO}_4)_c$ o $(b+2c) = 3a$. Los alumbres neutros pueden ser considerados como productos intermediarios entre el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ o AlCl_3 y el producto de la hidrólisis $\text{Al}(\text{OH})_3$. Una de las características importantes de estos intermediarios es el contenido de especies poliméricas solubles (generalmente policationes) llamados policloruros de aluminio (PAC). La presencia de éstos influyen en el comportamiento de los alumbres básicos en la reacción de hidrólisis y en el comportamiento como agente de floculación.

La utilización del $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ como coagulante en la clarificación del agua fue introducida por Bird en 1866. Este proceso utiliza generalmente $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ y un álcali bajo la forma de óxido, hidróxido, carbonato, silicato, alumbre, etc, con el fin de optimizar las condiciones de la hidrólisis, de la coagulación, así como de la floculación según sean las propiedades del agua a tratar^[25].

El tratamiento fisicoquímico utilizando el alumbre, a veces es acoplado con otros procesos, (por ejemplo: oxidación, tratamiento biológico, etc.) es hoy una necesidad esencial que la sociedad debería armonizar con el desarrollo industrial, la urbanización y el desarrollo de técnicas de protección del medio ambiente.

A pesar de sus propiedades y de su uso en el tratamiento del agua, el alumbre presenta ciertas diferencias. Los más notables de sus límites son: la baja eficiencia en agua fría y la necesidad de adición continua de álcali, la cual aumenta la complejidad del proceso y por consecuencia las fuentes de error.

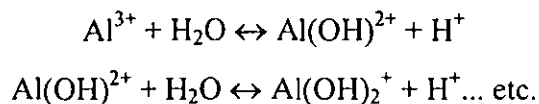
Estas consideraciones han motivado a la elaboración de sistemas y de procesos más eficientes, por ejemplo: La utilización combinada del alumbre y la sílice activada o el empleo de coagulantes tales como los electrolitos. En efecto, la optimización de las condiciones de hidrólisis del alumbre, de los parámetros de floculación y de los procesos de recuperación de los “flóculos” permiten maximizar la eficiencia en el tratamiento del agua, minimizando los residuos del aluminio soluble. Esta búsqueda de alternativas parten de los compuestos de aluminio parcialmente neutralizados, cloruros, sulfatos y otros.

Ahora bien, de acuerdo con lo anterior los estudios fisicoquímicos muestran un mejoramiento en las propiedades “ácido-base” del alumbre ya que, los compuestos del aluminio parcialmente hidrolizados contienen especies poliméricas, generalmente policationes, susceptibles de modificar la hidrólisis y la floculación. La presencia de estas especies poliméricas justifican su nombre de “Sulfatos de polialuminio” (PAS) y “Cloruros de polialuminio” (PAC) igualmente atribuidos a estos productos^[26].

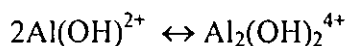
1.- Aspectos Generales: Los principios químicos que utilizan el carácter anfótero del aluminio le dan una gran solubilidad en cualquier medio: ácido o básico bajo las formas de Al^{3+} y $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ respectivamente. La baja solubilidad del óxido hidratado es del orden de 10^{-6} M a $\text{pH} \approx 7.0$ la cual conduce a la precipitación del $\text{Al}(\text{OH})_3$ en estado coloidal por simple dilución en una solución que contenga Al^{3+} o $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ en agua neutra. La evolución de los procesos subsecuentes de coagulación, floculación y clarificación dependen de la combinación de fenómenos fisicoquímicos tales como la reacción de hidrólisis, nucleación de productos con otras sustancias coloidales (o solubles) contenidas en el agua, las propiedades mecánicas intrínsecas del floculo, etc.

Estas consideraciones reflejan la complejidad que caracteriza las reacciones de hidrólisis del aluminio (III). Varios estudios acerca del mecanismo del aluminio (III) revelan la polyvalencia de su comportamiento. Las especies químicas resultantes de la reacción de hidrólisis del Al^{3+} comprenden una variedad de iones monoméricos y poliméricos donde su naturaleza y su concentración relativa dependen de la concentración total de aluminio, pH, de la edad de la solución, condiciones de agitación y de los contraiones presentes en la solución.

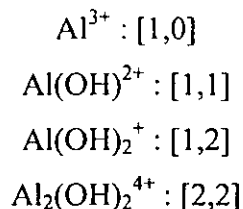
2.- Hidrólisis y Naturaleza de las Especies Resultantes: A valores de $\text{pH} > 3$ el ion Al^{3+} se hidroliza progresivamente para dar especies monoméricas (omitiendo las moléculas de agua en coordinación):



Especie polimérica, más simple es:



Estas especies pueden ser representadas según una nomenclatura simplificada que indica su grado de neutralización y de polimerización, al igual que su carga:



Para una especie cualquiera [a,b], a y b representan los coeficientes estequiométricos del Al y el OH respectivamente; el grado de neutralización ($r = \text{OH}/\text{Al}$) está dado por b/a y la carga del complejo se obtiene según: $(3a-b)$. El “% de basicidad” es igualmente utilizado para caracterizar un alumbre básico, es simplemente $(100b/3)$.

El efecto catalítico del SO_4^{-2} en la hidrólisis alcalina del Al^{3+} , las soluciones de los alumbres básicos son relativamente inestables, después de un periodo de algunas horas o quizás meses según las condiciones de preparación y la temperatura de conservación. Para compuestos preparados directamente por la neutralización alcalina, por medio de NaOH, del $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ ^[25] se han definido con precisión los límites de estabilidad en función del grado de neutralización y la concentración total de aluminio^[27].

La poca estabilidad de los alumbres básicos ha motivado muchos estudios para tratar de encontrar algún método de estabilización. Estudios anteriores han llevado a la estabilización de estos compuestos mediante silicatos ^[28]. Este producto “PASS” (sulfato de polisilicio-aluminio), por analogía con los alumbres básicos llamados “PAS” (Sulfatos de poliamonio), pueden ser preparados según la fórmula genérica siguiente:



Con una relación Si/Al de aproximadamente 5%.

De manera sistemática, las relativas ventajas de los productos PAS o PAC comparados con el alumbre, se describen a continuación: [27, 29, 30]

- Consumo de álcali más bajo (el alumbre básico estando parcialmente neutralizado)
- Menor consumo de reactivos químicos.
- Zona de operación más extendida del pH.
- Mayor eficiencia en agua fría.
- Menor turbidez residual después del tratamiento.

A grandes rasgos, los alumbres básicos que son estabilizados o no, tienen ventajas parecidas en la coagulación-floculación. En el caso de los productos llamados PASS, se han efectuado comparaciones de las ventajas ofrecidas entre este producto y el alumbre por medio de la prueba de jarras (jar test), en diferentes tipos de agua, así como a diferentes tipos de temperatura^[26].

2.2.4.4 Monómeros

En soluciones acuosas por debajo de un pH=3, el aluminio se hidroliza y se rodea con seis moléculas de agua en un arreglo octahédrico, (figura 2.4).

Las moléculas de agua, a su vez, se orientan con el ion oxígeno más cerca al ion aluminio y con los protones hacia la solución. La naturaleza del enlace aluminio oxígeno, no es muy clara. El aluminio se clasifica como un metal de la Clase A,^[31] y se considera a las fuerzas electrostáticas como un factor importante para proveer una explicación satisfactoria de la estabilidad del complejo. Sin embargo, se ha notado que la tendencia de los metales para polimerizarse es más fuerte cuando la unión es particularmente covalente. El aluminio es capaz de polimerizarse y es probable que la atracción entre los iones del aluminio y del oxígeno pueda ser tanto de carácter iónico como covalente.

La alta densidad de carga del ion aluminio causa una debilidad en las fuerzas de atracción de los protones del oxígeno y hay una tendencia a perder uno o más protones de las aguas coordinadas. Este proceso se conoce como hidrólisis. El incremento en la acidez

del agua coordinada es considerable como se comprueba por el bajo pH requerido para prevenir que la hidrólisis ocurra.

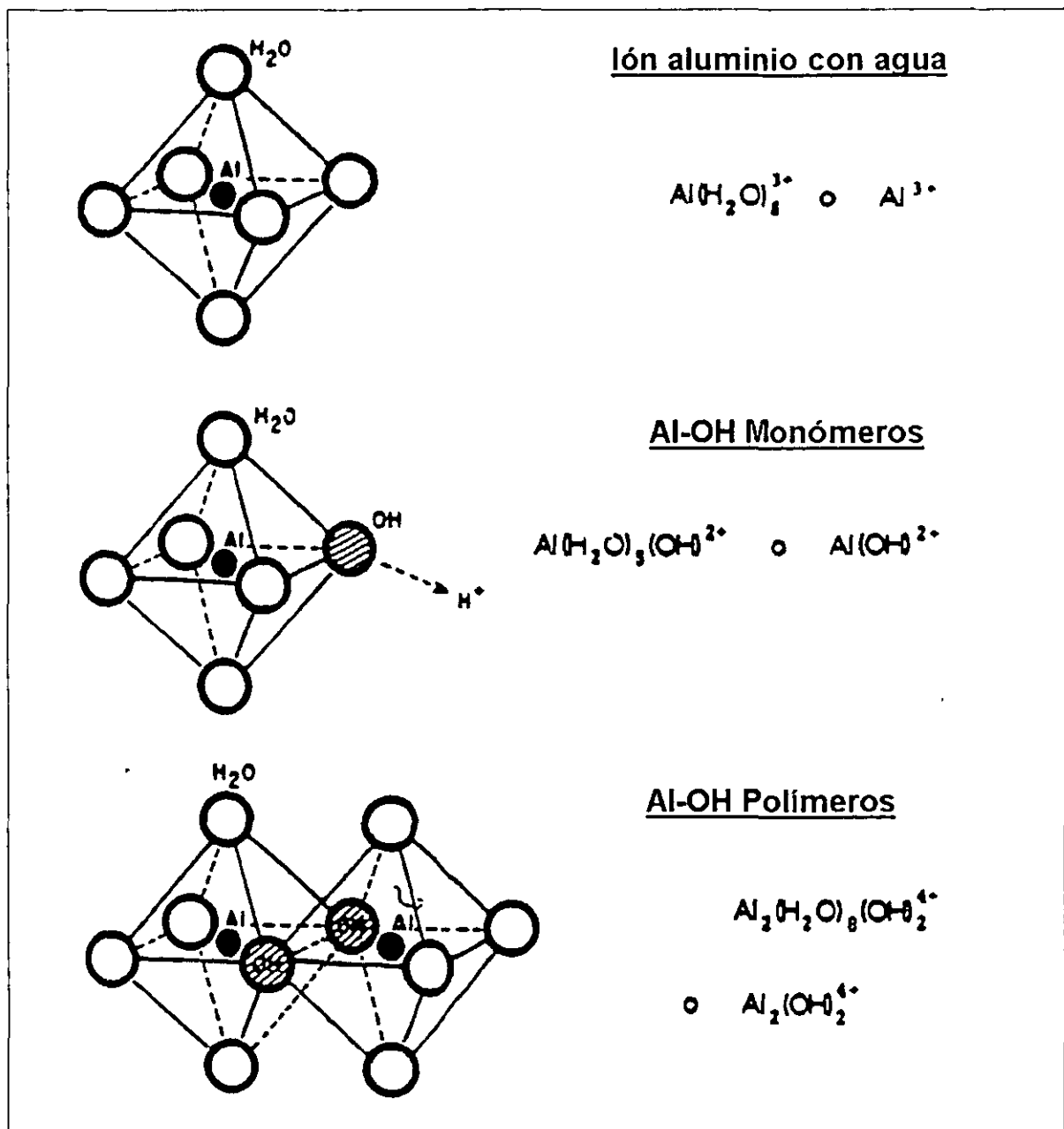


Figura 2.4 Representaciones estructurales de las especies de aluminio acuoso^[32].

La pérdida de un protón de una molécula de agua coordinada resulta en el primer producto de la hidrólisis, $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_5\text{OH}^{2+}$ (figura 2.4). Las aguas de hidratación no son

incluidas generalmente en las fórmulas químicas por las especies hidrolizadas. Los protones adicionales pueden ser excluidos formando una serie de productos de hidrólisis monomérica, $\text{Al(OH)}_n^{(3-n)}$ ($n=1,4$) (tabla 2.5)

Tabla 2.5 Productos de la hidrólisis del aluminio.^[32]

Reacción	pk
$\text{Al}^{3+} + \text{H}_2\text{O} = \text{Al(OH)}^{2+} + \text{H}^+$	$\text{pk}_{11} = 4.97$
$\text{Al}^{3+} + 2\text{H}_2\text{O} = \text{Al(OH)}_2^+ + 2\text{H}^+$	$\text{pk}_{12} = 9.30$
$\text{Al}^{3+} + 3\text{H}_2\text{O} = \text{Al(OH)}_3(\text{aq}) + 3\text{H}^+$	$\text{pk}_{13} = 15.0$
$\text{Al}^{3+} + 4\text{H}_2\text{O} = \text{Al(OH)}_4^- + 4\text{H}^+$	$\text{pk}_{14} = 23.0$

2.2.4.5 Polímeros

Las especies de hidrólisis poliméricas se forman también en soluciones acuosas. Hay una diferencia entre la hidrólisis “natural” y la hidrólisis “forzada”^[33]. La primera se refiere a la formación de especies solubles en equilibrio con una fase de hidróxido de aluminio sólido. En la hidrólisis forzada una solución subsaturada se hidroliza por algunos procesos físicos o químicos.

Las reacciones de la hidrólisis natural pueden usualmente explicarse asumiendo que solamente hay monómeros, mientras que los polímeros de aluminio deben estar presentes para llevar a cabo la hidrólisis forzada. Las reacciones de hidrólisis forzada incluyen métodos tales como la adición continua o discontinua de la base, métodos de descomposición de urea, o por calentamiento. Otros factores los cuales influyen la formación de polímeros incluyen fuerza iónica, tiempos de reacción, los cambios debidos al tiempo, mezclado, pH, velocidad de la adición de la base y la concentración de los reactivos.

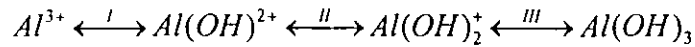
Los polímeros generalmente se consideran especies metaestables que son transicionales entre la fase disuelta y la fase sólida. Los monómeros y los polímeros pequeños se espera que se comporten como iones simples, pero como los polímeros crecen en unidades más grandes, ellas deben, en algún punto, actuar mas como sólidos que como solutos.

2.2.4.6 Procesos de fabricación del PAC

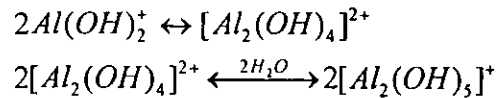
Muchos métodos han sido examinados para producir cloruros de aluminio básicos por : a) descomposición de minerales de materias primas; b) una deficiencia de ácido clorhídrico; c) tratamientos de cloruro de aluminio con deficiencia de álcali; d) hidrólisis térmica de cloruro de aluminio; e) tratamiento de soluciones de cloruro de aluminio en iones de bases débiles; f) precipitación de parte de los aniones en la forma de compuestos insolubles, disolución de aluminio metálico en cloruro y g) electrólisis con diafragma y sin diafragma.

La escala de utilización de los coagulantes para remover la materia suspendida y las impurezas coloidales del agua natural y del agua residual resulta en un incremento del interés en el problema de su eficiencia y disponibilidad. Los principales coagulantes usados son el sulfato y los cloruros de aluminio y hierro^[34]. Sin embargo, estos productos se caracterizan por un número de propiedades negativas: una disminución de su actividad durante el invierno, una baja concentración de componentes básicos (Al_2O_3 y Fe_2O_3), la necesidad de estabilización del agua tratada, corrosibilidad de las soluciones empleadas, etc. Las sales de aluminio básico, solubles en agua, no presentan esas deficiencias. Su consumo es menor en un 15-30%^[35] y la velocidad del tratamiento es mas alta que con las sales neutras, mientras que el intervalo de trabajo del pH en el agua es más amplio. Los cloruros de aluminio básicos (BAC) son coagulantes efectivos para el tratamiento de aguas naturales y residuales y son muy usados en varios países del mundo.

A pesar de las diferentes tecnologías y los métodos conocidos para la producción del BAC, los métodos básicos de la hidrólisis en el sistema;



Interacciones más avanzadas de los productos hidrolizados llevan a la formación de compuestos hidroxí polimerizados, los cuales se hidrolizan,



En la literatura hay mucha discusión en la composición y propiedades de los productos hidrolizados. Los datos de varios autores son muy contradictorios, la diferencia en los resultados aparentemente se debe a las condiciones del proceso de hidrólisis. Para lograr el estado de equilibrio, la composición y las propiedades de los productos hidrolizados no dependen del método empleado en su producción sino que se determinan por la concentración de la solución, su basicidad, la temperatura y la actividad de los iones participantes. El tiempo necesario para establecer el equilibrio depende de la composición de la materia prima inicial y de las condiciones del proceso y, puede variar desde unas pocas horas a pocos años. Este factor es muy importante para la tecnología industrial, puesto que determina el porcentaje del producto deseado y su estabilidad^[36].

En México se produce el PAC por el proceso químico de una sal de aluminio haciéndolo reaccionar con HCl concentrado. Las muestras de PAC que se utilizaron en esta tesis fueron hechas por el proceso antes mencionado. Otro proceso de fabricación factible es el proceso electroquímico.

2.2.4.7 Aplicaciones del PAC

Los coagulantes inorgánicos, como el PAC, han sido empleados para mejorar la separación sólido - líquido en las áreas enlistadas en la tabla 2.6. Existe un gran número de aplicaciones para los coagulantes y floculantes en el tratamiento de aguas potables y aguas residuales. El tratamiento de potabilización, a diferencia del tratamiento de aguas residuales, involucra la adición de químicos para remover los contaminantes suspendidos y disueltos antes de que el agua sea consumida por los humanos o utilizada en los procesos industriales. El tratamiento del agua residual, por comparación, involucra la adición de químicos para remover los contaminantes suspendidos y disueltos después de que el agua ha sido usada pero antes de que sea descargada o reutilizada. El acondicionamiento de lodos consiste en la adición de químicos para efectuar una mejor separación sólido - líquido. Las aguas superficiales se tratan con coagulantes y floculantes para remover los sólidos provocados por los escurrimientos de las tormentas, dragados o por alguna otra descarga periódica^[37].

El tratamiento para las aguas industriales y las aguas residuales puede involucrar el uso de coagulantes y floculantes en las siguientes tres áreas: en el tratamiento del agua cruda, en el tratamiento de las aguas residuales y, en el acondicionamiento de los lodos. El agua cruda se trata con coagulantes y floculantes antes de su utilización en los procesos industriales. Las aguas residuales son tratadas con coagulantes y floculantes antes de la descarga al sistema municipal o antes de reciclar el agua para usos de servicio o de proceso. Los lodos del tratamiento de aguas residuales también se tratan con floculantes antes de la disposición de los desechos sólidos^[38].

Tabla 2.6 Aplicaciones generales de los coagulantes-floculantes^[37].

Area de aplicación	Proceso	Uso
Tratamiento Municipal de aguas	Coagulación	Coagulante
	Floculación	Floculante
Tratamiento Municipal de aguas residuales	Filtración	Ayuda a la filtración
	Disposición de lodos	Acondicionadores de sólidos
	Tratamiento de aguas residuales	Coagulante-floculante
	Remoción de fósforo	Precipitado químico y floculante
	Tratamiento de efluentes	Floculante
	Disposición de lodos	Acondicionador de sólidos
Acondicionador de Lodos	Espesamiento	Floculante
	Digestión	Capturador de sólidos
	Incineración	Capturador de sólidos
Tratamiento Industrial	Tratamiento de agua cruda	Coagulante y floculante
	Disposición de lodos	Acondicionador de sólidos
	Proceso de reciclamiento del agua	Floculante
Tratamiento de agua Superficial	Clarificación de ríos	Floculante
	Dragado	Capturador de sólidos
	Tratamiento de lechada	Capturador de sólidos

Una de las aplicaciones que tiene el PAC es la remoción de sustancias húmicas en el agua. Las sustancias húmicas son de preocupación en el tratamiento de aguas por razones de salud, estética y relacionado a problemas operacionales. La formación de trihalometanos y de otras moléculas de halógenos por reacciones entre materia orgánica y cloro ha provocado que existan normas para el agua potable en diversos países, uno de ellos es México. Los ácidos fúlvicos son la causa de la fracción mayor de compuestos orgánicos naturales en el agua. La remoción de ácidos fúlvicos por coagulación y filtración se practica ampliamente, y las sales de aluminio y el PAC son los coagulantes más comúnmente empleados para este propósito ^[39].

En la industria textil, el PAC también se utiliza en el proceso de coagulación-floculación para el tratamiento de aguas residuales. Se sabe que las aguas residuales de las industrias textiles contienen color, grandes cantidades de sólidos suspendidos, el pH fluctúa mucho, además de que contiene altas temperaturas y concentraciones altas de DBO. Por estas características, el tratamiento de las aguas residuales de la industria textil es una tarea difícil de resolver.

Los métodos tradicionales para tratar las aguas residuales de la industria textil consisten en varias combinaciones de métodos: biológicos, físicos y químicos. Por la gran variabilidad de la composición de las aguas residuales de la industria textil, la mayoría de los métodos tradicionales han llegado a ser inadecuados.

Un método que no había sido considerado para el tratamiento de las aguas residuales de la industria textil es el método electroquímico. Este método se usa conjuntamente con la coagulación química y al tratamiento biológico para integrar un tratamiento más completo.

El tratamiento consiste principalmente de un fuente de agua residual, un controlador de pH, un tanque de coagulación, una celda electroquímica y un reactor de lodos activados. En el tanque de coagulación se añade PAC como coagulante-floculante del tratamiento.

Por la combinación de la coagulación química, la oxidación electroquímica y la digestión aerobia, la calidad del agua del tratamiento de las aguas residuales de la industria textil mejoró considerablemente en comparación con los tratamientos convencionales ^[40].

Históricamente, la mayoría de los procesos de coagulación fueron diseñados primeramente para la remoción de partículas y de la turbiedad. Sin embargo, algunas plantas, especialmente aquellas que tienen que tratar aguas muy coloridas, fueron diseñadas especialmente para la remoción de la materia orgánica. Los niveles de la materia orgánica natural se pueden reducir después de la coagulación, a través de la desestabilización de los coloides, precipitación, co-precipitación o de la adsorción de la materia orgánica en los flóculos. La materia orgánica impacta la calidad del agua potable, especialmente en los niveles de nutrientes (por ej. el carbón) disponibles para las bacterias, ya que promueve su crecimiento dentro del sistema de distribución y los subproductos en la desinfección, cuando los reactivos de cloro o bromo reaccionan con la materia orgánica produciendo ácidos húmicos y fúlvicos. La agencia de protección ambiental (EPA) reconoció a la coagulación como la mejor tecnología disponible para controlar a los precursores de los subproductos en la desinfección ^[41].

La coagulación, normalmente es seleccionada como el paso número uno en el tratamiento, ya que es efectivo para la remoción del carbón orgánico total, además de que puede ser implementado en la mayoría de las plantas de tratamiento utilizando el proceso de tratamiento existente. En investigaciones recientes, en donde el campo de estudio involucró 46 diferentes plantas, mostraron que la remoción del carbono orgánico total fue mejor con PAC ^[41].

Parte Experimental y Resultados

3.1. Diseño de experimento

Se tomó solo muestra del agua en cada refresquera ya que los pozos trabajan a régimen permanente y las muestras de aguas que se estudiaron son representativas de muestras compuestas hechas con anterioridad a esta tesis. La misma empresa ha realizado pruebas a estas aguas para conocer los parámetros que marca la norma nacional e interna de *Coca-Cola*; la finalidad de este trabajo fue la remoción de la alcalinidad y dureza y el aluminio disuelto es el propósito secundario de tipo concluyente, por lo que los otros parámetros no fueron analizados.

Como el objetivo principal del tratamiento del agua de esta tesis es la remoción de la alcalinidad y dureza, las variables seleccionadas que influyeron en la realización de la parte experimental de esta tesis se presentan a continuación:

- La alcalinidad parcial, la alcalinidad total, la dureza y el pH son variables que dependiendo de sus valores presentes en el agua cruda, influyen en la dosificación del coagulante-floculante, de la cal y del cloruro de calcio para el tratamiento de las aguas. El objetivo es reducir el valor de éstos parámetros, para que estén dentro de la norma nacional (NOM-127-SSA1-1994) y de la norma interna de *Coca-Cola*, ya que para las refresqueras éstas variables son los parámetros más importantes a controlar.
- La cantidad de coagulante-floculante depende de la calidad del agua a tratar y de las características de cada coagulante-floculante. El intervalo de dosificación del PAC para las aguas de pozo es de 20 a 50 ppm, mientras que el intervalo del sulfato de aluminio para el mismo tipo de agua es de 100 a 140 ppm.
- La dosificación de la cal y el cloruro de calcio también dependen de la calidad de las aguas crudas. Es necesario hacer cálculos para dosificar la cantidad correcta.

-
- La cantidad de aluminio disuelto es una variable que cambia según el tipo de agua a tratar, el tipo de coagulante-floculante utilizado y la cantidad dosificada del mismo. Esta variable es también uno de los principales parámetros a controlar por las refresqueras debido a su posible toxicidad.
 - Las velocidades y tiempos de agitación que se tomaron para hacer las pruebas de jarras, es una variable que se mantiene fija, ya que para ambos coagulantes-floculantes se utilizó las mismas velocidades en la prueba de jarras. Las velocidades y tiempos de agitación propuestos en esta tesis, (tabla 3.1), son representativas ya que se ajustan más al tratamiento de las aguas de las refresqueras.
 - La sedimentación depende del tamaño del flóculo y su consistencia. El tamaño del flóculo se midió cualitativamente, basándose en el tamaño y consistencia de manera visual. Para saber la cantidad de lodos producidos por ambos coagulantes, se realizó un balance de materia teórico.
 - La temperatura es una variable que se desprecia que ya todas las pruebas de jarras se realizaron a temperaturas similares.
 - Las variables como sólidos suspendidos y turbiedad no se tomaron en cuenta por las características del agua cruda. El color no se analizó en esta tesis, ya que para las refresqueras, este parámetro no es tan importantes en el proceso de fabricación de refrescos.

Metodología

Para comparar los dos coagulantes-floculantes en las embotelladoras, se propuso una política ambiental que tienda a buscar una mejora continua en las embotelladoras y se plantearon dos compromisos los cuales están acordes con la misma. Para el logro de ambas, se realizaron los siguientes estudios:

1. Se analizó cada muestra de agua de las diferentes embotelladoras para conocer los valores de la alcalinidad parcial, alcalinidad total, dureza, pH y aluminio disuelto.
2. Conociendo estos valores se determina la cantidad de cal, y de CaCl_2 .
3. Se realizaron pruebas de jarras con ambos coagulantes-floculantes.

Al tener los mejores resultados, se realizaron los siguientes estudios:

4. Se analizó la calidad del agua tratada, (alcalinidad total y parcial, dureza, y pH).
5. Se compararon las dosificaciones empleadas de los dos coagulantes-floculantes para las aguas estudiadas.
6. Se analizó la cantidad de aluminio disuelto de las aguas después del tratamiento. Y se compararon estos resultados estadísticamente.
7. Se hizo un estudio de costo de reactivo para comparar los tratamientos de ambos coagulantes-floculantes.
8. Se comparó la cantidad de aluminio dosificado por cada coagulante-floculante.
9. Se realizó un balance de materia para conocer la cantidad de lodos que produce cada coagulante-floculante.

3.2. Análisis realizados

Determinación de la alcalinidad. La alcalinidad presente en el agua, se mide por titulación de una solución valorada de un álcali o un ácido según sea el caso y estas dependerán de la concentración de los iones hidróxilos (OH^-), carbonatos (CO_3^{2-}) y bicarbonatos (HCO_3^-).

La técnica para realizar la determinación de la alcalinidad se tomo del Standard Methods de la AWWA ^[43].

Determinación de la dureza total (EDTA). Este método emplea como indicadores al negro de eriocromo T, el cual al ser agregado a la solución que contiene los iones de calcio y magnesio reacciona formando complejos de color rojo vino. Después se adiciona la

solución de EDTA que remueve los iones de calcio y magnesio de los complejos coloridos formando complejos solubles. Cuando se ha agregado suficiente solución de EDTA para liberar todos los iones de calcio y magnesio, el indicador regresa a azul original.

La técnica para realizar la determinación de la dureza se tomo del Standard Methods de la AWWA ^[43].

Determinación de cal y cloruro de calcio. Para especificar la cantidad correcta de cal y de cloruro de calcio, se deben conocer los parámetros anteriores como la alcalinidad total y la dureza del agua cruda.

La técnica para realizar la determinación de la cal y cloruro de calcio se tomo del Nalco water handbook ^[44].

Para conocer la cantidad de cal que se debe dosificar se emplea la fórmula,

$$Ca(OH)_2 = (M + H_{Mg}) \frac{37.1}{50} [=] \text{mg de } Ca(OH)_2$$

donde;

$$Ca(OH)_2 = \frac{74.2}{2} = 37.1$$

$$CaCO_3 = \frac{100}{2} = 50$$

$$H_{Mg} \cong \frac{H_T}{3}$$

El peso molecular del $Ca(OH)_2$ es 74.2.

El peso molecular del $CaCO_3$ es 100.

H_{Mg} es la dureza sólo de magnesio, se puede aproximar como la tercera parte de la dureza total (H_T).

La cantidad de cal requerida que se obtiene de la fórmula, se divide entre dos para obtener los miligramos de cal necesarios para las muestras de agua. Esto se debe, al tamaño de muestra de agua que se toma para hacer las pruebas de jarras, en vez de hacerlas para un litro, se tomaron las muestras de medio litro.

Cuando la cantidad de dureza es más grande que la alcalinidad, sólo se utiliza $\text{Ca}(\text{OH})_2$. Pero cuando la alcalinidad es más grande que la dureza se utiliza $\text{Ca}(\text{OH})_2$ y CaCl_2 . No existe fórmula para conocer la cantidad de CaCl_2 que se debe utilizar. Empíricamente se adiciona entre la tercera parte y la mitad de la cal dosificada.

Determinación del PAC y $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$. El floculante PAC se agrega diluido en una solución al 10% en volumen. Esto se debe hacer para que sea más fácil la dosificación.

Volumen que se debe agregar:

$$V = \frac{(\text{ppm de PAC}) \cdot (\% \text{ de dilución})}{\rho \cdot (1000)}$$

en donde:

$$\rho_{\text{PAC}} = 1.335 \text{ g/mL}$$

$$\% \text{ de dilución} = 10$$

El resultado de esta ecuación se dividió entre 2 para obtener el volumen necesario para dosificarlo en una muestra de agua de 500 mL. La ecuación está hecha para muestras de agua de 1L.

Para el sulfato de aluminio, lo único que cambia es el valor de la densidad que es igual a:

$$\rho_{\text{Sulfato de aluminio}} = 1.29 \text{ g/mL}$$

Determinación de aluminio disuelto. Se toma una muestra de agua de 50 mL. En esa muestra se vierte un sobre de ácido ascórbico y se agita para que se disuelva perfectamente el polvo en el agua. Después se agrega un sobre de AluVer y se vuelve a agitar. Posteriormente, se divide la muestra de agua en dos partes iguales, una de ellas se vacía en una celda del Espectrofotómetro Hach. A la otra parte de la muestra se le agrega el sobre del blanqueador, Reactivo Blanques, y se sigue agitando para disolver totalmente el polvo. Al terminar de agitar se vierte sobre la otra celda.

La celda que contiene el blanqueador se toma como el blanco y es la primera celda que se introduce al Espectrofotómetro Hach para ser leída. Con el blanco se ajusta el espectrofotómetro a cero y está listo el aparato para leer la muestra problema. Se introduce la otra parte de la muestra, la muestra problema, en el espectrofotómetro y se hace la lectura.

3.3.Prueba de jarras

La prueba de jarras se realizó con muestras de agua de 500 mL. Al realizar la prueba de jarras, primero se agrega la cal y el CaCl_2 en polvo, cuando sea necesario, y se empieza a mezclar. La muestra con cal y CaCl_2 se agita por 5 minutos a una velocidad de 200 rpm, después de agrega el coagulante-floculante, PAC o sulfato de aluminio, los tiempos y las velocidades de mezclado son las siguientes (tabla 3.1);

Tabla 3.1 Velocidades y tiempos en la prueba de jarras.

Velocidad, rpm.	Tiempo, seg.
180	30
150	30
100	60
50	90
25	120
15	120

Después de que termina el periodo de agitación, se esperan 10 minutos correspondientes al tiempo de sedimentación y posteriormente se hace pasar la solución a través de un papel filtro.

De las cinco industrias de donde se tomó una muestra de agua, se tienen dos resultados de las aguas tratadas. Esto se debe a que el experimento se tomó como óptimo, cuando el floculo se observó que era el más grande y el más pesado, y que sedimentaba en el fondo del vaso de precipitado formaban una pirámide compacta, uniendo todos los floculos sedimentados, a ese floculo se le llamó floculo óptimo. Una vez conseguida la dosificación del coagulante-floculante, la cual forma los floculos óptimos, se repetía el experimento para comprobar la dosificación empleada.

En la siguiente tabla se presentan los datos obtenidos en las pruebas de jarras.

Tabla 3.2. Datos de las pruebas de jarras.

Muestra	PAC (ppm)	Al ₂ (SO ₄) ₃ (ppm)	Cal (ppm)	CaCl ₂ (ppm)
Tampico	30	0	211	0
	40	0	200	0
	45	0	190	0
	40	0	190	0
	45	0	195	0
	42	0	190	0
	42	0	180	0
	0	60	210	0
	0	70	200	0
	0	75	200	0
	0	80	200	0
	0	130	230	0
Iguala	25	0	200	0
	30	0	235	0
	35	0	240	0
	30	0	240	0
	0	60	240	0
	0	90	260	0
	0	120	245	0
	0	130	245	0
	0	120	240	0

Querétaro	25	0	250	90
	30	0	250	90
	30	0	250	150
	30	0	280	150
	35	0	280	150
	30	0	260	170
	0	100	260	170
	0	100	280	170
	0	100	300	170
	0	120	310	180
Nuevo Laredo	30	0	160	0
	30	0	140	0
	30	0	120	0
	35	0	120	0
	28	0	115	0
	28	0	110	0
	28	0	120	0
	0	100	120	0
	0	110	120	0
	0	110	140	0
	0	120	160	0
0	110	160	0	
Reynosa	25	0	110	0
	30	0	110	0
	35	0	130	0
	30	0	120	0
	0	100	140	0
	0	110	160	0
	0	120	180	0
	0	130	200	0
	0	120	200	0

Análisis estadístico

Los experimentos que se realizaron fueron para comparar las diferencias entre el tratamiento de dos coagulantes-floculantes, PAC y sulfato de aluminio. La variable de respuesta que se analizó para estos dos coagulantes-floculantes, poblaciones, fue el aluminio disuelto.

El análisis estadístico de los datos que se utilizó es una comparación de dos poblaciones para muestras chicas^[42]. Para efectuar el análisis fue necesario comprobar los siguientes supuestos:

- a. Que los datos se encuentran distribuidos normalmente.
- b. Que los datos que se analicen sean independientes entre sí y dentro de las muestras, es decir, que cada observación no se relacione con las restantes, con el fin de soportar debidamente la suposición inicial de independencia de la información.
- c. Prueba de homogeneidad de variancias u homoscedasticidad empleando el estadístico F

Una vez comprobados dichos supuestos, se probó la igualdad de las medias para las poblaciones, a un nivel de significancia $\alpha=5\%$ el cuál se considera, de acuerdo con los prácticas estadísticas habituales, como el más conveniente para evitar la inclinación marcada por parte del investigador hacia la aceptación o rechazo de la hipótesis en cuestión^[42].

$$H_0 : \mu_x = \mu_y$$

$$H_1 : \mu_x < \mu_y$$

3.4. Análisis de resultados

En este trabajo se estudió el comportamiento del sulfato de aluminio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) y del PAC en el tratamiento de aguas de proceso para refresqueras por medio del estudio de: prueba de jarras, porcentaje de aluminio en el agua tratada, producción de lodos teórico y los costos de reactivos del tratamiento. Esto se hizo en cinco diferentes tipos de aguas de pozos provenientes de distintos sitios de la República Mexicana donde existen refresqueras: Tampico, Iguala, Querétaro, Nuevo Laredo y Reynosa.

Las aguas tratadas se utilizan en el proceso de fabricación de refrescos de *Coca-Cola*. Esta marca internacional de refrescos tiene normas internas que deben ser cumplidas en todos los países en donde se produce y distribuye dicho producto, para asegurar que tenga una misma calidad en todo el mundo. Además, son más estrictas que las normas nacionales para agua potable (NOM-127-SSA1-1994). En la tabla 3.3 se muestra la comparación de las dos normas con los indicadores más representativos para este trabajo.

Tabla 3.3 Comparación de normas. NOM-127-SSA1-1994 y de Coca-Cola aplicada a la refresquera.

	NOM 127	Coca-Cola
Alcalinidad parcial (ppm)	-	< 45
Alcalinidad total (ppm)	-	< 85
Dureza (ppm)	<500	< 300
pH	6.5 – 8.5	> 4.5
Al disuelto (ppm)	< 0.2	< 0.1

La comparación del sulfato de aluminio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) y el PAC servirá para ver si el PAC puede sustituir al sulfato de aluminio en el proceso de coagulación floculación en el tratamiento de las aguas de proceso para la industria refresquera en México.

En la Tabla 3.4 se muestran los parámetros analizados del agua cruda que emplean las cinco diferentes refresqueras, y su origen.

Tabla 3.4 Datos del agua cruda de las aguas estudiadas.

	Tampico	Iguala	Querétaro	Nuevo Laredo	Reynosa
Alcalinidad Parcial (ppm de CaCO ₃)	0	0	0	0	0
Alcalinidad Total (ppm de CaCO ₃)	174	234	278	125	123
Dureza (ppm)	332	248	186	290	246
pH	8.63	8.6	8.2	8.7	8
Al disuelto (ppm)	0	0	0	0	0
Fuente de agua	Pozo	Pozo	Pozo	Pozo	Pozo

En la figura 3.1 se presenta el diagrama de flujo típico en el tratamiento del agua de las refresqueras.

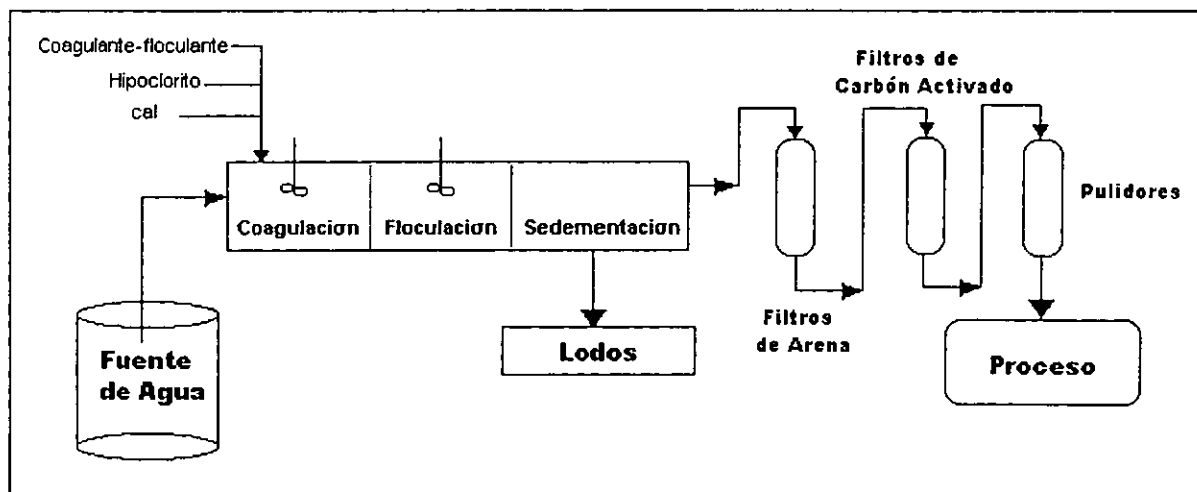


Figura 3.1. Diagrama de flujo en el tratamiento del agua en las refresqueras.

Para las aguas crudas se realizaron pruebas de jarras que se hicieron hasta obtener los flóculos aparentemente más adecuados para el tratamiento y esto se hizo por duplicado. Después de haber realizado las pruebas de alcalinidad y dureza, se encontró que los

resultados del agua cruda no cumplen con las normas internas de la refresquera tanto en el parámetro de la alcalinidad total, como en la dureza. Por tal motivo se tuvieron que tratar las aguas dosificando PAC y sulfato de aluminio, cal y cloruro de calcio. La dosificación empleada de los coagulantes-floculantes para tratar las cinco diferentes aguas se presenta en la siguiente tabla.

Tabla 3.5 Dosificaciones de coagulante-floculante.

	coagulante-floculante (ppm)	
	Tratamiento de PAC	Tratamiento de $Al_2(SO_4)_3$
<i>Tampico</i>	42	130
<i>Iguala</i>	30	120
<i>Querétaro</i>	31	120
<i>Nuevo Laredo</i>	28	110
<i>Reynosa</i>	30	120

Las dosificaciones para ambos coagulantes-floculantes son las dosificaciones que produjeron aparentemente los mejores flóculos, esto quiere decir que al término de la prueba de jarras, el flóculo formado por el tratamiento era compacto y pesado, se había sedimentado fácil y rápidamente en el fondo, formando una pequeña y compacta pirámide. El sobrenadante del agua estaba muy claro y sin problemas de flóculos ni de partículas suspendidas.

En las cinco aguas estudiadas, las tratadas con PAC formaron flóculos más compactos y pesados, ya que sedimentaba muy bien formando una pirámide de flóculos en el fondo del vaso de precipitado, (la formación de la pirámide de flóculos es una característica de la buena coagulación y floculación). Los sedimentos del flóculos con sulfato de aluminio fueron más grandes y más voluminosos, aunque no sedimentaron tan bien ni tan rápido como los flóculos formados con el PAC. El tratamiento con sulfato de aluminio produjo una mayor cantidad de flóculos sedimentados, lo que podría provoca una mayor cantidad de lodos producidos que los formados con el PAC (esto se comprobará en el punto 3.5).

El agua tratada con PAC quedó casi sin problema de partículas y flóculos suspendidos. Con el sulfato de aluminio, el agua tratada dejó algunos flóculos y partículas finas que tardaron en sedimentar. Posteriormente, el agua tratada se filtró y el agua filtrada quedó visiblemente más clara.

La figura 3.2 muestra que las dosificaciones empleadas de PAC son de tres a cuatro veces menores que las de sulfato de aluminio.

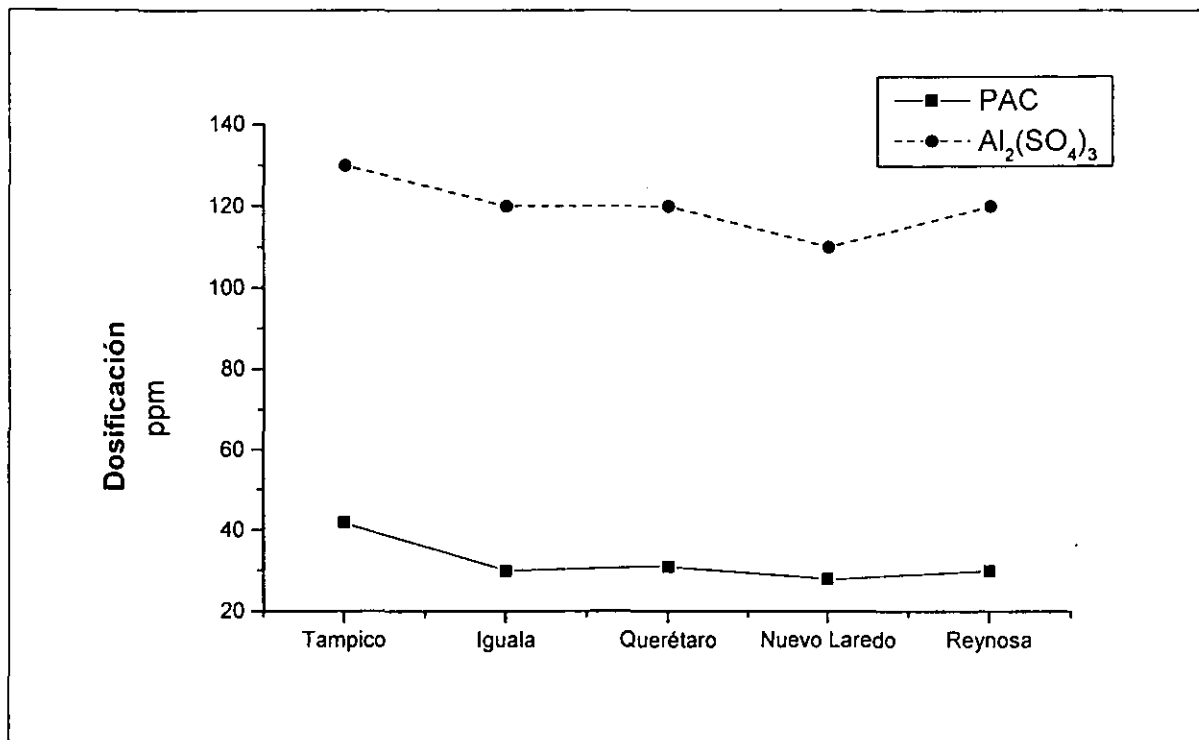


Figura 3.2. Gráfica dosificación comparando el PAC y el sulfato de aluminio.

El tratamiento con PAC asegura una menor dosificación de coagulante-floculante que el tratamiento con sulfato de aluminio. La dosificación promedio con el PAC fue de 32.2 ppm casi cuatro veces menor que el promedio de sulfato de aluminio dosificado, 120 ppm.

Utilizando PAC en el tratamiento de las aguas de proceso de las refresqueras, no solo se redujo el consumo de los coagulantes-floculantes, sino que también se redujo el consumo de cal (tabla 3.6).

Tabla 3.6 Dosificaciones de cal en los tratamientos del agua de las refresqueras.

Cal (ppm)		
	Tratamiento de PAC	Tratamiento de $Al_2(SO_4)_3$
Tampico	180	230
Iguala	240	290
Querétaro	260	310
Nuevo Laredo	120	160
Reynosa	120	200

La reducción en la cantidad dosificada de cal entre el tratamiento con PAC y con sulfato de aluminio es desde 40 hasta 80 ppm. Esto se debe a que en la hidrólisis el sulfato de aluminio produce ácido sulfúrico y se necesita agregar una cantidad extra de cal para mantener el pH.

El agua de Querétaro fue la única que necesito cloruro de calcio ($Ca(Cl)_2$) en su tratamiento. Esto fue necesario, ya que la alcalinidad total fue mayor a la dureza que se presentó en el agua (tabla 3.4). El resto de las aguas solo necesitaron cal para su tratamiento.

En las refresqueras de *Coca-Cola*, uno de los principal parámetro a controlar es el aluminio disuelto, ya que este parámetro presenta problemas en el tratamiento, (ver figura 3.3). Esto es preocupante ya que se ha estudiado que el aluminio disuelto puede ser dañino para la salud pues provoca diversas enfermedades entre las cuales está el mal de Alzheimer^[2]. La tabla 3.7 muestra los resultados antes y después del tratamiento con sulfato de aluminio y con PAC.

Tabla 3.7 Resultados del aluminio disuelto en los tratamientos del agua de las refresqueras.

Aluminio disuelto (ppm)			
	Agua Cruda	Tratamiento de PAC	Tratamiento de $Al_2(SO_4)_3$
Tampico	0	0.07	0.34
Iguala	0	0	0.55
Querétaro	0	0	0.2
Nuevo Laredo	0	0	0
Reynosa	0	0.02	0.34

La fuente de abastecimiento de las cinco refresqueras, no presentó aluminio disuelto, este se debe a que la fuente de agua es de pozo.

Las aguas tratadas con PAC cumplieron con ambas normas con respecto a la cantidad de aluminio disuelto en el agua, la mayor concentración obtenida fue de 0.07 ppm. En las refresqueras de Iguala, Querétaro y Nuevo Laredo, el PAC no presenta aluminio disuelto, la concentración al final del tratamiento fue de 0 ppm. Solo en las embotelladoras de Tampico y Reynosa disolvió aluminio pero en pequeñas cantidades, 0.07 y 0.02 ppm, ambas por debajo de los límites que marcan las normas.

La cantidad de aluminio disuelto en las aguas tratadas con sulfato de aluminio no fue favorable, ya que en la mayoría de los casos, rebasó los límites permisibles de las dos normas que rigen el agua para este trabajo. Estas cantidades fueron mucho mayores, teniendo resultados de hasta 0.55 ppm lo cual rebasa tanto la norma interna *de Coca-Cola* como la nacional. Esto se debe a que se utilizó una gran cantidad de sulfato de aluminio en el tratamiento para llegar a acondicionar el agua a las condiciones establecidas por las normas y por el elevado pH (tabla 3.11) que se tiene debido a la mayor cantidad de cal que se requiere en este tratamiento.

La figura 3.3 muestra los límites permisibles para ambas normas, así como la cantidad de aluminio disuelto que contiene las aguas después de ser tratadas con ambos coagulantes-floculantes. Las aguas tratadas con sulfato de aluminio presentaron elevadas concentraciones de aluminio disuelto, los tratamientos con PAC obtuvieron resultados muy favorables, ya que en ninguna de las aguas presento concentraciones elevadas de aluminio disuelto.

Para comprobar de forma estadística si el tratamiento con ambos coagulantes-floculantes disuelve la misma cantidad de aluminio, se llevo a cabo la prueba de igualdad de poblaciones entre el PAC y el sulfato de aluminio (Anexo I). En donde se corroboró estadísticamente que no es lo mismo utilizar PAC que sulfato de aluminio.

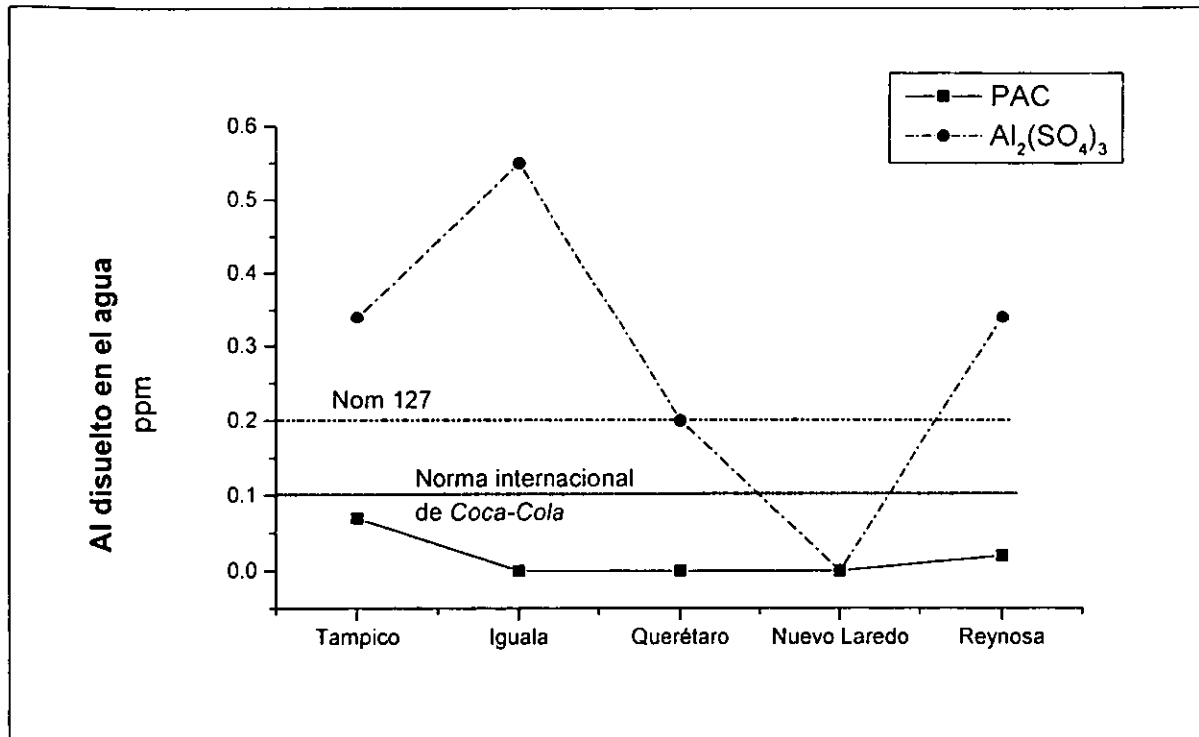


Figura 3.3. Gráfica de aluminio disuelto en el agua después de ser tratada con el PAC y el sulfato de aluminio.

El agua cruda de las cinco refresqueras no presentó alcalinidad parcial, como lo muestra la tabla 3.8. En la prueba de alcalinidad parcial con las aguas tratadas tanto con PAC como con sulfato de aluminio quedaron dentro de norma, ya que todas son menores a 45 ppm.

Tabla 3.8 Resultados de la alcalinidad parcial en los tratamientos del agua de las refresqueras.

Alcalinidad Parcial (ppm de CaCO ₃)			
	Agua Cruda	Tratamiento de PAC	Tratamiento de Al ₂ (SO ₄) ₃
Tampico	0	24	18
Iguala	0	44	30
Querétaro	0	28	37
Nuevo Laredo	0	31	23
Reynosa	0	19	19

En todos los casos, el agua cruda contiene una concentración elevada de alcalinidad total, la cual rebasaba por mucho el límite de la norma interna de *Coca-Cola* (tabla 3.9). Las aguas después de ser tratadas, tanto con PAC y con sulfato de aluminio, redujeron la concentración de la alcalinidad total considerablemente, entrando así en la norma interna ya que su límite máximo es de 85 ppm.

Tabla 3.9 Resultados de la alcalinidad total en los tratamientos del agua de las refresqueras.

	Alcalinidad Total (ppm de CaCO ₃)		
	Agua Cruda	Tratamiento de PAC	Tratamiento de Al ₂ (SO ₄) ₃
Tampico	174	44	35
Iguala	234	84	50
Querétaro	278	63	74
Nuevo Laredo	125	65	47
Reynosa	123	48	36

Los parámetros de la alcalinidad parcial y total no están especificados en la norma mexicana (NOM-127-SSA1-1994), pero para los parámetros de calidad de *Coca-Cola* es muy importante que el agua de proceso contenga una alcalinidad adecuada. Es por eso que la norma interna de *Coca-Cola* especifica concentraciones de alcalinidad parcial y total bajas.

Otro de los parámetros monitoreados por las refresqueras es la dureza de las aguas. La cual expresa la concentración de las sales de calcio y de magnesio, que junto con la alcalinidad y el pH, son los parámetros básicos que se analizan periódicamente en el tratamiento del agua de proceso. Las aguas crudas de las refresqueras presentaron una concentración de dureza satisfactoria en cuatro de las cinco aguas estudiadas. Solo el agua de Tampico no cumplió con la norma interna de *Coca-Cola* que es más estricta que la mexicana, pero con respecto a la norma nacional, todas las aguas cumplen con la concentración de dureza adecuada (tabla 3.10). El pH de las aguas se incremento hasta en dos unidades de pH (tabla 3.11). El agua se volvió más alcalina, esto se puede entender por la cantidad de cal que se le agregó durante el tratamiento. La norma interna no especifica el límite máximo permitido, solo expresa un límite mínimo de pH el cual debe ser mayor a 4.5. En cambio, la NOM 127, especifica un intervalo de 6.5 a 8.5.

Tabla 3.10 Resultados de la dureza en los tratamientos del agua de las refresqueras.

Dureza (ppm de CaCO ₃)			
	Agua Cruda	Tratamiento de PAC	Tratamiento de Al ₂ (SO ₄) ₃
Tampico	332	281	290
Iguala	248	104	91
Querétaro	186	146	152
Nuevo Laredo	290	224	210
Reynosa	246	180	184

Tabla 3.11 Resultados del pH en los tratamientos del agua de las refresqueras.

pH			
	Agua Cruda	Tratamiento de PAC	Tratamiento de Al ₂ (SO ₄) ₃
Tampico	8.36	9.8	9.9
Iguala	8.6	9.7	9.7
Querétaro	8.2	9.8	9.8
Nuevo Laredo	8.7	9.8	10.1
Reynosa	8	9.9	10.3

Posteriormente, en el siguiente paso del proceso de potabilización, los filtros de arena y de carbón activado reducen el pH hasta valores satisfactorios. En la bitácora de las plantas de tratamiento de las refresqueras se obtuvieron datos de pH después del tratamiento, pasando por los filtros de carbón activado, menores a 8.3 en las cinco diferentes aguas estudiadas.

La tabla 3.12 muestra la dosificación de cada reactivo para cada refresquera, el precio de los reactivos, el costo de cada reactivo y el costo total por m³ de agua tratada, además del ahorro que implica usar PAC en lugar de sulfato de aluminio.

Tabla 3.12 Comparación en el costo de reactivo de los dos coagulantes-floculantes en el tratamiento de aguas de proceso para las refresqueras.

Costo de reactivos						
Ciudades	Reactivos	Dosificación Kg/m ³	Precio \$/Kg	Costo \$/m ³	Costo Total \$/m ³	Porcentaje de Ahorro
Tampico	Al ₂ (SO ₄) ₃	0.13	2.3	0.299	0.483	3.23%
	Cal	0.23	0.8	0.184		
	CaCl ₂	0	3.25	0		
	PAC	0.042	7.7	0.3234		
	Cal	0.18	0.8	0.144	0.4674	
	CaCl ₂	0	3.25	0		
Iguala	Al ₂ (SO ₄) ₃	0.12	2.3	0.276	0.508	16.73%
	Cal	0.29	0.8	0.232		
	CaCl ₂	0	3.25	0		
	PAC	0.03	7.7	0.231		
	Cal	0.24	0.8	0.192	0.423	
	CaCl ₂	0	3.25	0		
Querétaro	Al ₂ (SO ₄) ₃	0.12	2.3	0.276	1.109	9.90%
	Cal	0.31	0.8	0.248		
	CaCl ₂	0.18	3.25	0.585		
	PAC	0.031	7.7	0.2387		
	Cal	0.26	0.8	0.208	0.9992	
	CaCl ₂	0.17	3.25	0.5525		
Nuevo Laredo	Al ₂ (SO ₄) ₃	0.11	2.3	0.253	0.381	18.22%
	Cal	0.16	0.8	0.128		
	CaCl ₂	0	3.25	0		
	PAC	0.028	7.7	0.2156		
	Cal	0.12	0.8	0.096	0.3116	
	CaCl ₂	0	3.25	0		
Reynosa	Al ₂ (SO ₄) ₃	0.12	2.3	0.276	0.436	25.00%
	Cal	0.2	0.8	0.16		
	CaCl ₂	0	3.25	0		
	PAC	0.03	7.7	0.231		
	Cal	0.12	0.8	0.096	0.327	
	CaCl ₂	0	3.25	0		

Al comparar los dos coagulantes-floculantes en el proceso de potabilización, se observa que la dosificación del sulfato de aluminio es casi tres veces más a la del PAC, y que la dosificación de cal cuando se utiliza sulfato de aluminio, es mayor en 50 ppm a la utilizada con el PAC.

En todos los tratamientos se obtuvieron ahorros en el costo por reactivo utilizando PAC. El porcentaje de ahorro varía mucho dependiendo el agua tratada. El agua de Tampico apenas obtuvo un poco más del 3% de ahorro utilizando PAC. El costo por el tratamiento es de menos de 50 centavos por m^3 . El agua tratada más costosa por m^3 fue la de Querétaro. Esto se debió a que fue el único que utilizó cloruro de calcio en su tratamiento, es por eso que el tratamiento con sulfato de aluminio superó el peso por m^3 . En cambio al tratar el agua con PAC se obtuvo un ahorro de casi 10%, con un costo de menos a un peso. En la refresquera de Iguala se obtuvieron unos costos por m^3 de agua tratada muy parecidos al tratamiento que se realizó en Tampico, menores a 50 centavos. Pero el porcentaje de ahorro en este caso fue mayor, de más del 16%. El porcentaje de ahorro en la refresquera de Nuevo Laredo fue de los más altos, con un ahorro de más del 18%. Sus costos por m^3 de agua fueron los menores de todas. Con un costo de menos de 40 centavos por m^3 de agua tratada. El ahorro más grande se obtuvo en el tratamiento de las aguas de Reynosa. En este caso se obtuvo un ahorro del 25%.

En este trabajo sólo se hace el estudio de los costos de los reactivos en el sistema de coagulación-floculación en el proceso de potabilización. Lo cual podría ser significativo al final de la evaluación de costos del proceso total.

En la siguiente figura se observa, que el costo total por reactivo en los cinco diferentes tipos de aguas estudiadas en este trabajo, fue más barato usando PAC como coagulante-floculante. El análisis de costos se realizó en Septiembre 2000.

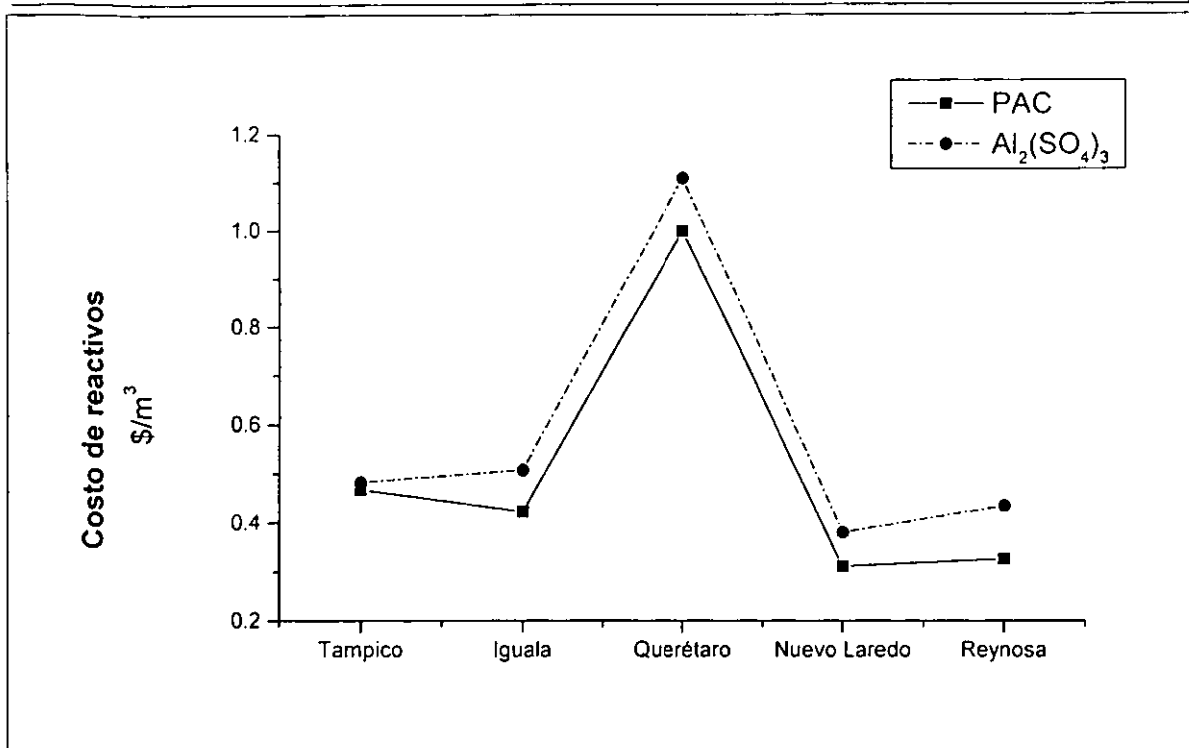


Figura 3.4 Gráfica de costos de reactivos de los tratamientos comparando el PAC y el sulfato de aluminio.

El estudio de la cantidad de aluminio que aporta cada coagulante-floculante es importante, ya que se ha encontrado que al incrementar la dosificación de aluminio se reduce el tiempo requerido para la formación del flóculo y acelera la velocidad de floculación porque se incrementa la eficiencia de colisiones y aglomeraciones e, incrementa el tamaño de la partícula^[45].

El peso del aluminio que realmente aportan cada coagulante-floculante, depende de la concentración dosificada y del porcentaje de alúmina que contiene cada producto, este valor es fijo e inherente de cada coagulante-floculante. La concentración real se conoce multiplicando la dosificación y el porcentaje de alúmina. Conociendo los pesos atómicos del sulfato de aluminio, alúmina y del aluminio, se conocen las moles de estos mismo para llegar a conocer la cantidad de aluminio aportado por cada coagulante-floculante en cada tratamiento. El porcentaje de aluminio que contienen los dos coagulantes-floculantes con respecto a la dosificación que fue aplicada en los tratamientos de aguas fue la que se muestra a continuación.

Tabla 3.13 Comparación del porcentaje de Al dosificado en el tratamiento.

	Tampico		Iguala		Querétaro		Nuevo Laredo		Reynosa	
	Al ₂ (SO ₄) ₃	PAC	Al ₂ (SO ₄) ₃	PAC	Al ₂ (SO ₄) ₃	PAC	Al ₂ (SO ₄) ₃	PAC	Al ₂ (SO ₄) ₃	PAC
Dosificación ppm	130	42	120	30	120	31	110	28	120	30
% de Alúmina	8.0%	23.0%	8.0%	23.0%	8.0%	23.0%	8.0%	23.0%	8.0%	23.0%
Concentración Real, (g)	0.0104	0.00966	0.0096	0.0069	0.0096	0.007	0.0088	0.0064	0.0096	0.0069
Moles de Al ₂ (SO ₄) ₃	3.041E-05		2.81E-05		2.8E-05		2.6E-05		2.81E-05	
Moles de Alúmina	9.069E-06	9.47E-05	8.37E-06	6.8E-05	8.4E-06	7E-05	7.7E-06	6E-05	8.37E-06	6.8E-05
Moles de Aluminio	4.801E-06	5.01E-05	4.43E-06	3.6E-05	4.4E-06	4E-05	4.1E-06	3E-05	4.43E-06	3.6E-05
Peso del Aluminio mg	0.129639	1.353737	0.119668	0.96696	0.11967	0.999	0.1097	0.9025	0.119668	0.96696
Diferencia porcentual de aluminio	90.4 %		87.6%		88.0%		87.8%		87.6%	

La figura 3.5 muestra las cantidades de aluminio aportadas por ambos coagulante-floculante en el tratamiento del agua. La cantidad de aluminio que aporta el PAC es muy superior a la aportada con el sulfato de aluminio. Las dosificaciones de sulfato de aluminio aportan una cantidad muy parecida en las cinco diferentes aguas. En cambio con la cantidad de aluminio que aporta el PAC es más irregular, sobre todo en el caso del agua de Tampico donde aportó una mayor cantidad que las otras cuatro.

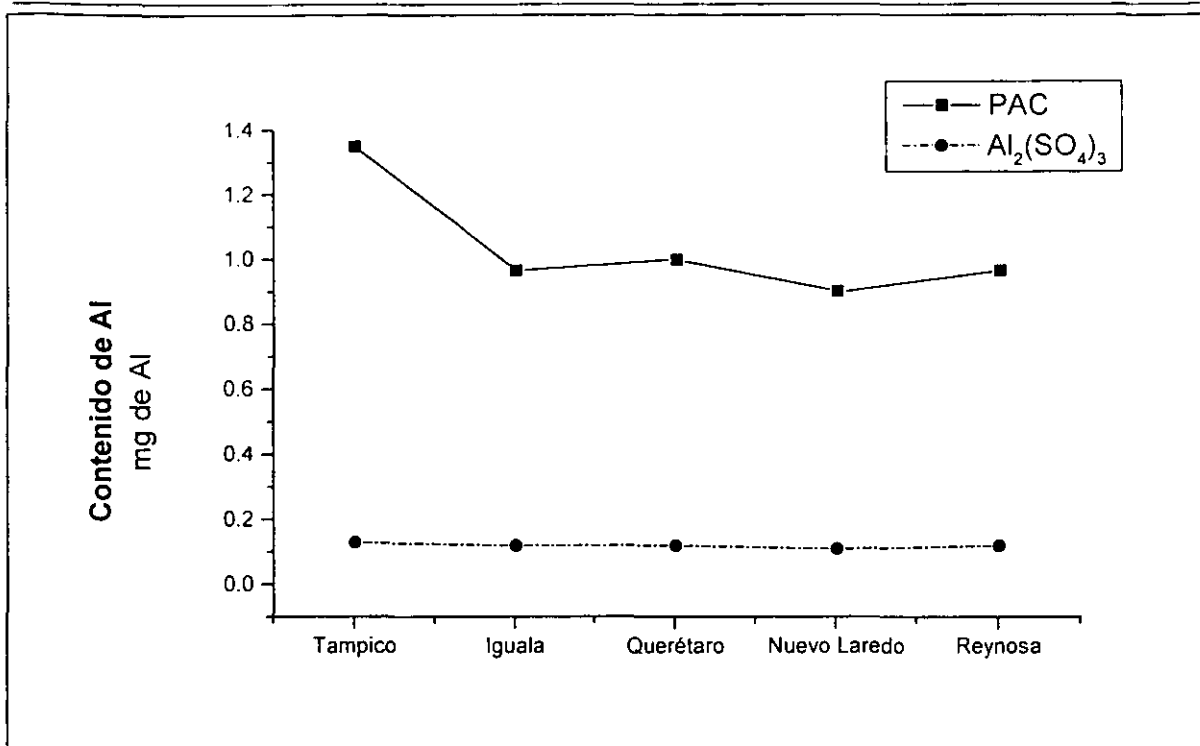


Figura 3.5. Gráfica de porcentaje de Al disponible comparando el PAC y el sulfato de aluminio.

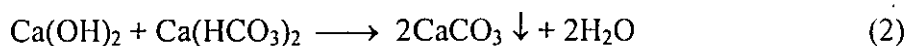
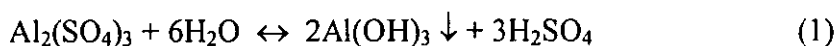
La cantidad de aluminio que aporta el PAC con respecto al sulfato de aluminio es mucho mayor. En el agua de Iguala, Nuevo Laredo y Reynosa se aportó un 87% más de aluminio que lo aportado con el sulfato de aluminio. La cantidad de aluminio aportado aumentó hasta un 88% en el caso de Querétaro, y hasta un 90% mayor fue la cantidad aportada en Tampico. Es por eso que para tratar una misma agua, la cantidad necesaria para el tratamiento con el PAC es de 3 a 4 veces menor que la cantidad necesaria del sulfato de aluminio.

Esto quiere decir que el PAC es más eficiente ya que dosificando una menor cantidad, proporciona una mayor cantidad de aluminio, la cual sirve para que tenga una mejor coagulación y una mejor floculación que el sulfato de aluminio^[3], además, que el aluminio aportado no se disuelve en el agua como en el caso del sulfato de aluminio y a un menor costo por m³ de agua tratada.

3.5. Balance de materia en el proceso de coagulación floculación.

Para conocer la cantidad de lodos producidos en el sistema de coagulación-floculación se realizó un balance de materia para cada producto utilizado en el tratamiento. Para los balances de materia se estudió el agua de Reynosa.

En la figura 3.6 se observa el balance de materia en el sistema de coagulación-floculación utilizando sulfato de aluminio. En la entrada del sistema se observa la cantidad de alcalinidad total ($M=123$ ppm) y la cantidad de dureza ($H_t=246$ ppm) que contiene el agua. También se puede observar la cantidad de sulfato que se agrega (120 ppm) y la cantidad de cal que requirió el tratamiento ($cal = 200$ ppm). Las reacciones químicas que se llevan a cabo por la adición de la cal y del sulfato de aluminio al agua se presentan a continuación:



En la reacción (1) se observa que el sulfato de aluminio reacciona con el agua. Esta reacción produce hidróxido de aluminio (el cual precipita) y ácido sulfúrico. El hidróxido de aluminio que precipita es una parte de la cantidad de lodos que se forma mediante las diversas reacciones del sistema.

En la reacción (2) la cal reacciona con el bicarbonato de calcio. En esta reacción la cal forma el carbonato de calcio el cual no es soluble en agua y precipita con facilidad. Esta cantidad de carbonato de calcio precipitado forma gran parte de los lodos producidos en el tratamiento del agua.

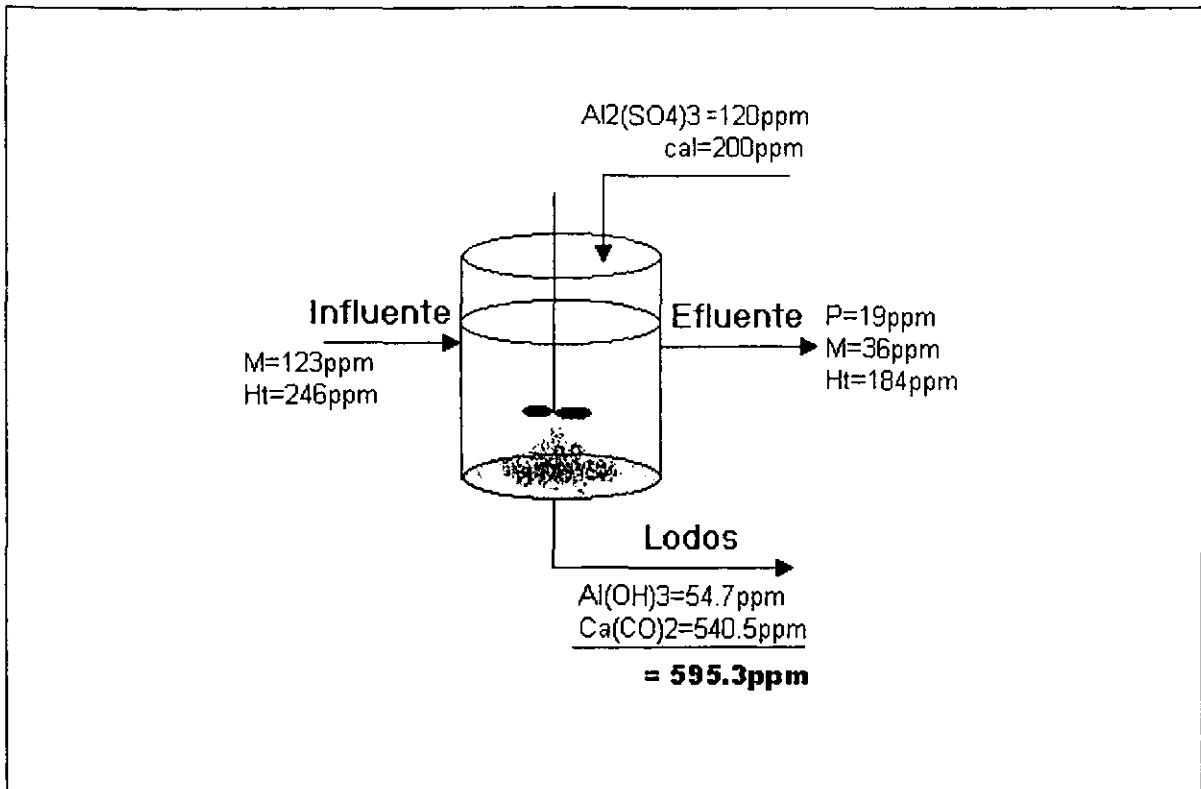


Figura 3.6. Balance de materia en el sistema de coagulación-floculación utilizando sulfato de aluminio.

La suma de los precipitados producidos por las dos reacciones da la concentración total de lodos producidos en el sistema de coagulación-floculación utilizando sulfato de aluminio como coagulante-floculante.

Para obtener la producción de lodos, se multiplica la concentración de lodos producidos por el gasto de agua de la refresquera. Si la refresquera opera con un gasto de $500 \text{ m}^3/\text{d}$ y la concentración de lodos es de 595.3 ppm esto da una producción de:

$$\text{Lodos producidos} = \left(500 \frac{\text{m}^3}{\text{d}} \right) \cdot \left(0.5953 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \right) = 297.65 \frac{\text{kg}}{\text{d}}$$

La producción de lodos es casi de 300 kg al día en la refresquera de Reynosa.

En la figura 3.7 se observa el balance de materia en el sistema de coagulación-floculación utilizando PAC. En la entrada del sistema se observa la cantidad de alcalinidad total ($M=123$ ppm) y la cantidad de dureza ($H_t=246$ ppm) que contiene el agua. También se puede observar la cantidad de PAC que se agrega ($PAC=30$ ppm) y la cantidad de cal que requirió el tratamiento ($cal=120$ ppm). Las reacciones químicas que se llevan a cabo por la adición de cal y PAC al agua, se presentan a continuación:

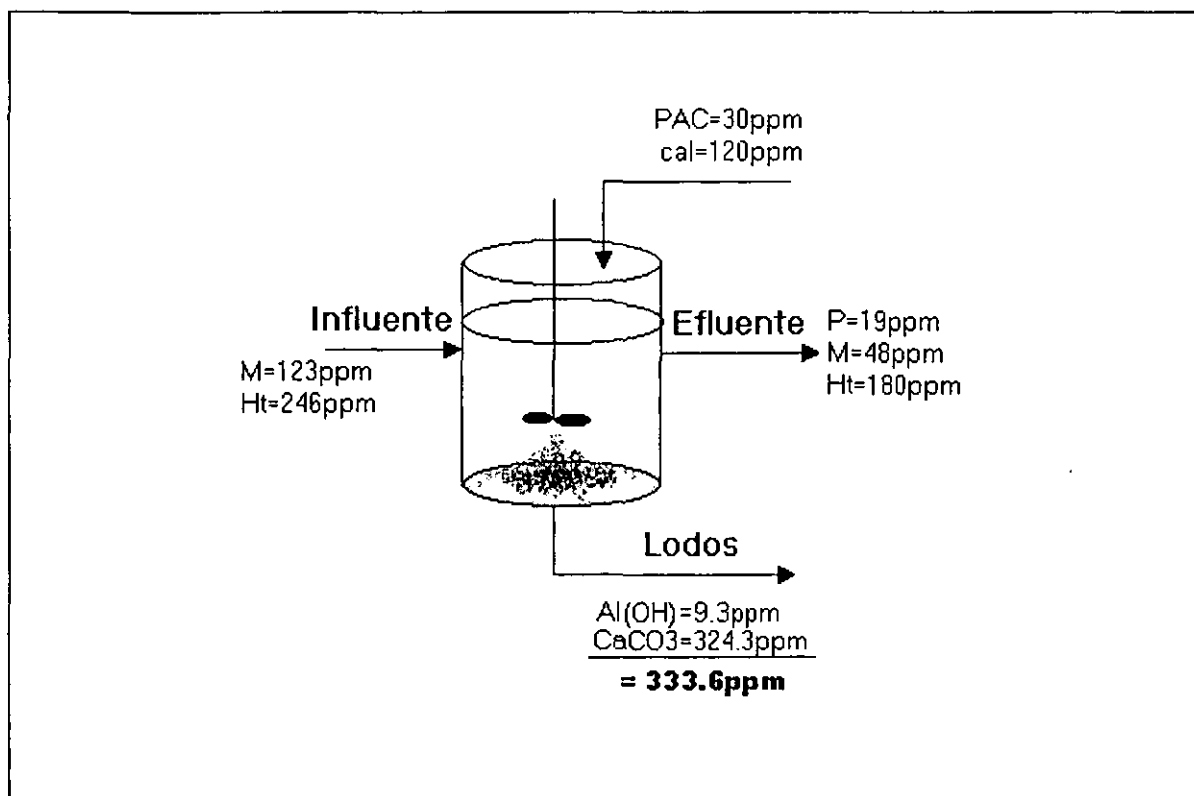
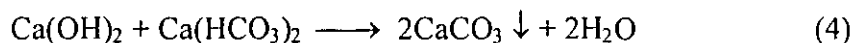
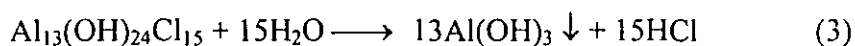


Figura 3.7. Balance de materia en el sistema de coagulación-floculación utilizando PAC.



En la reacción (3) se observa como el PAC reacciona con el agua. Esta reacción produce hidróxido de aluminio el cual precipita y ácido clorhídrico. Como se había comentado antes el hidróxido de aluminio que precipita es una parte de la cantidad de lodos que se forman mediante las diversas reacciones del sistema.

En la reacción (4), como en la reacción (2), la cal reacciona con el bicarbonato de calcio. En esta reacción se forma carbonato de calcio, el cual al no ser soluble en agua, precipita con facilidad. Esta cantidad de carbonato de calcio precipitado forma gran parte de los lodos producidos en el tratamiento del agua.

La suma de los precipitados producidos por las dos reacciones da la concentración total de lodos producidos en el sistema de coagulación-floculación utilizando PAC como coagulante-floculante.

Para obtener la producción de lodos, la concentración de lodos producidos se multiplica por el gasto de agua de la refresquera. Si la refresquera opera con un gasto de $500 \text{ m}^3/\text{d}$ y la concentración de lodos es de 333.6 ppm esto da una producción de:

$$\text{Lodos producidos} = \left(500 \frac{\text{m}^3}{\text{d}} \right) \cdot \left(0.3336 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \right) = 166.8 \frac{\text{kg}}{\text{d}}$$

La producción de lodos es de 166.8 kg al día en la refresquera de Reynosa. Esta cantidad es menor a la cantidad de lodos producido por el sulfato de aluminio. La diferencia es del 43.96% menos. Esto muestra que al usar PAC como coagulante-floculante se reduce considerablemente la cantidad de lodos producidos ^[3].

3.6. Análisis del SAA propuesto

Las pruebas realizadas con PAC en el tratamiento de aguas de proceso de las refresqueras dieron como resultado una mejora en el sistema de coagulación-floculación, ésta puede dividirse en tres aspectos fundamentales: en la mejora ambiental, económica y operacionales.

Las ventajas ambientales que se encontraron al utilizar PAC en el tratamiento de aguas fue una mejor calidad del agua. Estas se observan principalmente en la cantidad de aluminio disuelto. Este parámetro es de gran importancia por la posible toxicología que puede presenta. Se comprobó que con PAC, la cantidad de aluminio disuelto estuvo siempre por debajo de las normas nacionales e internas de la refresquera, además que en la mayoría de los casos la cantidad presentada fue nula. Asimismo, la cantidad de lodos de desecho producidos por el tratamiento con PAC fue mucho menor a los producidos por el tratamiento utilizando sulfato de aluminio, lo cual se comprobó mediante un balance de materia teórico. Esto es importante ya que cualquiera que sea el destino de los lodos, confinamiento o tratamiento de los mismos, representa siempre una ventaja manipular una cantidad menor. Por otra parte, la calidad del agua en el tratamiento con PAC, presentó buenos resultados ya que todos los parámetros estudiados estuvieron dentro de las normas.

La mejora económica obtenida principalmente con el tratamiento con PAC fue que reduce el costo de reactivo por metro cúbico de agua tratada. Esto se debe a que el PAC es un coagulante-floculante más eficiente, se dosificó en menor cantidad, también redujo las dosificaciones de los otros reactivos; todo esto influyó a bajar considerablemente el costo de reactivo por el tratamiento de agua.

Otra mejora que se pueden obtener al utilizar PAC, son las ventajas operacionales. Estas ventajas se obtienen gracias a las características físicas que tiene el PAC. Algunos ejemplos de estas ventajas operacionales son: reduce la corrosión en equipos y tuberías, no provoca incrustamientos ni tamponamientos en las tuberías de dosificación, para preparar

las diluciones no se requiere una agitación permanente, es de fácil incorporación y reacciona inmediatamente, ocupa un menor espacio para su almacenamiento, mejora el proceso de filtración.

Basándose en los resultados obtenidos, a continuación se proponen algunas acciones que la industria refresquera podría llevar a cabo como parte de su programa de mejora continua, con el cual establecerá y mantendrá una política ambiental que ayudará a lograr sus objetivos y metas. Este programa podrá incluir: la designación de la responsabilidad por el logro de objetivos y metas en cada función y nivel pertinentes de la organización; y los medios y los plazos para el logro de los mismos.

El objetivo del compromiso 1 propuesto se puede lograr si se sustituye al sulfato de aluminio por el PAC, ya que demostró ser una opción viable para tratar las aguas de proceso de las refresqueras de *Coca-Cola*. Los resultados de los diferentes parámetros al ser tratados con el PAC estuvieron dentro de las especificaciones de la norma nacional e interna de la refresquera. Lo que implica que el cambio de coagulante-floculante es técnicamente factible.

El estudio comparativo que se realizó en el compromiso 2 de la producción de lodos de los dos coagulantes-floculantes fue teórico. Basado en este estudio teórico y en la bibliografía^[45] que se encuentra en esta tesis, se observa que con la sustitución del PAC se podría producir una menor cantidad de lodos en el agua de proceso de las refresqueras; con esto, se cumpliría el objetivo del compromiso ambiental número dos de minimizar la cantidad de lodos producidos.

Al tener un cambio en el proceso de coagulación-floculación, es necesario que esté bien documentado para que así será más fácil la implementación y la operación del mismo por parte de los operarios del sistema. Esto es importante, ya que así se asegurará de que los operarios encuentren una igualación punto por punto entre el proceso documentado y lo que en realidad se practica dentro de la refresquera.

Con el control de la documentación del sistema de coagulación-floculación ayudará a tener un mejor control en el análisis del agua. Con la implementación del PAC en lugar del sulfato de aluminio los análisis del agua no cambiarán y se analizará con el mismo periodo de tiempo que antes.

Al utilizar PAC en el proceso de coagulación-floculación el control operativo tendrá menos riesgos, ya que el PAC al no formar ácido en su hidrólisis evitará la corrosión en tuberías y equipos. La producción de lodos se podrá reducir a más de un 40%. Todas las ventajas operativas antes mencionadas que tiene el PAC con respecto al sulfato de aluminio, ayudarán a que el control operativo sea más eficiente y más fácil de manejar.

Conclusiones y Recomendaciones

Conclusiones

1. El contar con Sistema de Administración Ambiental estructurado e integrado a la actividad administrativa, proporciona a una organización el aseguramiento de que su desempeño ambiental no solo cumple, sino que continuará cumpliendo con los requisitos legales.
2. Dentro de la industria refresquera, el tratamiento de agua de proceso es un punto sensible en la mejora continua.
3. Se establecieron dos compromisos dentro de la política ambiental propuesto para esta industria.
4. Mientras que el sulfato de aluminio dejó concentraciones de aluminio disuelto en el agua tratada el 80% de las pruebas realizadas en esta tesis quedaron arriba de las normas nacional e internacional.
5. El PAC al ser un polímero de alto peso molecular, no disolvió aluminio en el agua dentro del intervalo de pH de operación del tratamiento de aguas de proceso de las refresqueras.
6. El PAC formó flóculos más pesados y más compactos que el sulfato de aluminio. Esto es una ventaja, ya que sedimentan más fácilmente y evitan problemas a los siguientes pasos de la potabilización como es la filtración. Con esto se reducirán la frecuencia de retrolavados.
7. Se mejoró la calidad del agua de proceso de las refresqueras usando PAC en el sistema de coagulación-floculación porque no disolvió aluminio y los parámetros estudiados quedaron bajo la norma nacional e interna de *Coca-Cola*.
8. En el tratamiento con el PAC se evita la acidificación y variación que se produce con el sulfato de aluminio, por eso, se obtuvo un mejor control sobre el pH y sobre los parámetros de alcalinidad y dureza del agua tratada.
9. El PAC es mejor operativamente en el tratamiento de aguas que el sulfato de aluminio, ya que se maneja con facilidad y disminuye la corrosión de equipos y tuberías, lo cual es un factor muy importante desde el punto de vista económico.

10. Se redujo el costo por reactivos en el sistema de coagulación-floculación utilizando PAC como coagulante-floculante en lugar del sulfato de aluminio, en el caso de la refresquera de Reynosa la reducción fue del 25%.
11. El PAC, al ser un coagulante-floculante más efectivo, se dosificó en menor cantidad que el sulfato de aluminio hasta en un 75% y también se dosificó en menor cantidad la cal usada hasta en un 40% en el tratamiento con PAC que con sulfato de aluminio así como el cloruro de calcio cuando fue necesario.
12. El PAC contiene mayor cantidad de aluminio disponible para tratar el agua hasta un 90%, es por eso que tiene un mayor poder de coagulación y floculación que el sulfato de aluminio.
13. En el estudio teórico se comprobó que el PAC produce menos cantidad de lodos hasta un 43.9% que con el tratamiento con sulfato de aluminio.

Recomendaciones

1. Se recomienda el uso del PAC en la potabilización y en el tratamiento de aguas de proceso para la industria refresquera en México por su eficiencia y por la disminución en el costo de reactivos.
2. Se recomendaría estudiar algunos parámetros de los lodos producidos por el PAC, como el tamaño de flóculo, índice volumétrico y el tiempo de sedimentación, así como conocer si se podría recuperar el aluminio.
3. Se recomendaría estudiar las dosificaciones de ambos coagulantes a diferentes pH para conocer su desempeño a diferentes condiciones.
4. Al analizar los lodos, se recomienda un estudio para saber si es factible su recuperación o su disposición o confinamiento de los mismos.
5. Es recomendable hacer pruebas pilotos en el tratamiento del agua usando PAC.

**ESTA TESIS NO SALE
DE LA BIBLIOTECA**

Bibliografía

1. Trapp, G.A., Miner, G.P., and Zimmerman, R.L., "Aluminium Levels in the Brain in Alzheimer's Diseases", *Biol. Psychiatry.*, **1978**, 13, 191-199.
2. Edwardson, J.A., Oakley, A.E., Pullen, R.G.L., McArthur, F.K., Morris, C.M., Taylor, G.A., y Candy, J.M., "Aluminium and the Pathogenesis of Neurodegenerative Disorders" en *Aluminium in Food and the Environment*. Editado por Massey, E. Y Taylor, D., *Royal Society of Chemistry*. **1988**. Londres, Inglaterra.
3. Harper, T., y Rosenberg, A., "Polyaluminium chloride: An alternative to conventional coagulants", *Worldwater Environ. Eng.*, **1995**, 18(8), 25.
4. Instituto Mexicano de Normalización y Certificación A.C., *Sistemas de Administración Ambiental – Especificación con Guía para su uso*. NMX-SSA-001-1997-IMNC/ISO 14001:1996.
5. Torres Barrera R., *Apuntes de Gestión Ambiental*. Grupo Speccsa. Facultad de Química, UNAM. **2000**.
6. Degrémont., *Water Treatment Handbook*. Lavoisier Publishing. Sixth English edition, **1991**.
7. Secretaria de salud., *Salud ambiental, agua para uso y consumo humano - Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización*. NOM-127-SSA1-1994.
8. Kawamura, S., *Integrated Design of Water Treatment Facilities*. Limusa Wiley and Sons. USA, **1991**.
9. Heredia J. *Apuntes de plantas de tratamiento de agua potable*. Facultad de Ingeniería, UNAM. **2000**.
10. Akers, R.J., *The Destabilization of Suspensions-Coagulation and Flocculation*, *Rep. Prog. Appl. Chem.* **1976**, 60, 605-621.
11. Ives, K.J., *The Scientific Basis of Flocculation*, Naato Advanced Study Institutes Series, Series E: Applied Science-No. 27, Sijthoff y Noordhoff, Alpen aan den Rijn, The Netherlands, **1978**, 369.
12. Daniels, S.L., y McElroy, F.T.R., *Innovation in Proper Management of Hazard*, Proceedings of a Short Course on Innovations in the Water and Wastewater Fields, Jointly Sponsored by the Michigan Sections of the American Water Works Association and the Water Pollution Control Federation, Ann Arbor, Michigan, February 4, **1983**.

-
13. O'Melia, C.R., "Coagulation in Wastewater Treatment", in *Physicochemical Processes for Water Quality Control* (W.J. Weber, Jr., ed.), Wiley, New York, 1972, 61-109.
 14. Sundstrom, D.W., y Klei, H.E., "Coagulation", in *Wastewater Treatment*, Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey., 1979, 335-355.
 15. Fair, G.M., Geyer, J.C., and Okun, D.A., "Water Purification and Wastewater Treatment and Disposal," and "Flocculation, Flotation, and Adsorption," in *Water and Wastewater Engineering*, Vol. 2, Wiley, New York, 1968, 25-1 25-29 and. 26-1 26-26.
 16. TeKippe, R.J., and Ham, R.K., "Coagulation Testing: A Comparison of Techniques," Part 1, *J. Am. Wat. Works Assoc.* 1970, 62, 594-602; Part 2, *Ibid.* 1970, 62, 620-628.
 17. Daniels, S.L., *Solid-Liquid Separation by Coagulation and flocculation*, in *Solid-Liquid Separation* (F.M. Tiller, ed.), Chemical Engineering Department, University of Houston, Texas, 1975, 135-169.
 18. Benedek, A., and Banci, J.J., *Apparatus and Procedure for Laboratory Evaluation of Polymeric Flocculants*, Wastewater Research Group, Report No. 74-3185-1, Department of Chemical Engineering, McMaster University, Hamilton, Ontario, Canada, 1974.
 19. Oosawa, F., *Polyelectrolytes*, Marcel Dekker, New York, 1971.
 20. Teot, A.S., "Water-Soluble Resins," in *Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology*, Vol. 20, 3er ed., Wiley-Interscience, New York, 1982, 207-230.
 21. Morris, J.D., y Penzenstadler, R. J., "Acrylamide Polymers", in *Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology*, Vol. 1, 3er ed., Wiley-Interscience, New York, 1978, 312-330.
 22. Driscoll, C.T., Letterman R.D., y Fitch D.E., *Control of Aluminum in Filtered Water*, AWWA Research Foundation, 1987.
 23. Alfrey, A.C., Heggand, A. y Craswell, P., "Metabolism and Toxicity of Aluminium in Renal Failure", *J. Clinical Nutrition*, 1980, 33, 1509-1516.
 24. Driscoll, C.T., "Chemicals Characterization of Some Dilute Acidified Lakes and Streams in the Adirondack Region of New York State", Ph.D. Dissertacion, Cornell University, Ithaca, New York, 1980.
 25. Faust, D.S., Aly O.M., "Chemistry of Water Treatment", *Ann Harbor Sci. Publisher, Ann Harbor Mich.*, 1983.
-

26. Jolicoeur, C., "Les Alums Basiques dans le Traitement Physico-Chimique de L'eau: Survol de leurs Propriétés et Évolution Récente". *Sciences et Techniques de Léau*. Vol. 22, No.1 Février 1989.
27. Gunnarsson, K.L., Nilsson, R.O., "Basic Aluminium Sulfate preparation by addition of alkaline Earth (hydr)Oxide to Aqueous Aluminium Hydroxide with Sulfate". Brevet CA 1203364. 1986.
28. Men, X., Dempsey, B.A., Pile, J., Production, Characterization, and Application of Polyaluminum Sulfate (PAS). *Proc. Ann. Conf. AWWA*, Orlando Florida, USA. 1988.
29. Demsey, B.A., Sheu, H., Amhed, T.M.T., Mentink, J., "Polyaluminum Chloride and Alum Coagulation of Clay-Fulvic Acid Suspensions". *J. Am. Wat. Works Assoc*, 1985 77, 74-80.
30. Schendel, D.B., Letterman, R.D., "Polyaluminum Sulfate vs Alum for Removal of Humic Substances from a Low Alkalinity Surface Water." *Proc. Annual Conf. AWWA*. 1986.
31. Stum, W. And Morgan, J.J., Chemical Aspects of Coagulation, *J. Am. Wat. Works Assoc*. 1962, 54 (8), 971-991.
32. Van Benschoten, J.E., "Speciation and fate of aluminum in water treatment", Ph.D. University of Massachusetts, 1988.
33. Bersillion, J.L., "The Mechanism of Organic Removal During Coagulation", Ph.D. dissertation, McMaster University, Hamilton, Ontario. 1983.
34. "State of the art of coagulation. Committee report." *J. Amer. Water Works. Assoc.*, 1971, 63, 2, 99-109.
35. Richard Y., Poivier P. and Bersillon I.L., "Un an d'exploitation industrielle en preparation d'eau potable a Viry-Chatillon", *L'Eau et L'Industrie*, 1979, 34, 29-37.
36. Obratsov V.V. y Zapol'skii A.K., "Methods of producing basic aluminum chlorides", *Khimiya i tekhnologiya Vody*, 1984, 6 (3), 261-267.
37. Kawamura, S., "Use of polymers for water and wastewater treatment", *Proceedings of the Engineering foundation Conference, 1977, 19-36; Theory, practice and process principles for physical separations*, Engineering Foundation, New York, 1981.

-
38. Dohnert, E.H., "Flocculation, precipitation and sedimentation", *Physical, chemical and biological treatment techniques for industrial wastes*, Arthur D. Little, Inc., NTIS PB 275 287 **1976**, Vol. II 23-33
 39. Van Benschoten, J.J. y Edzwald, J.K., "Chemical aspects of coagulation using aluminum salts-II. Coagulation of fulvic acid using alum and polyaluminum chloride", *Wat. Res.* **1990**, 24 (12), 1527-1535.
 40. Lin, S.H. y Peng, C.F., "Continuous treatment of textile wastewater by combined coagulation, electrochemical oxidation and activated sludge", *Wat. Res.* **1996**, 30 (3), 587-592.
 41. Volk, C., Bell, K., Ibrahim, E., Verges, D., Amy, G., y Lechevallier, M., "Impact of enhanced and optimized coagulation on removal of organic matter and its biodegradable fraction in drinking water", *Wat. Res.* **2000**, 34 (12), 3247-3257.
 42. Villareal Aranda A., *Diseño Experimentales. Conceptos y Splicaciones*. DEPFI., UNAM. **1996**.
 43. Standard methods for the examination of water and wastewater. Editado por Eaton, A.D., Clesceri, L.S. y Greenberg, A.E., AWWA Ed. 19. **1995**. Washington, DC. EEUU.
 44. The NALCO water handbook. Editado por Kemmer, Frank,N., NALCO Chemical Company. Segunda edición. **1988**. New York. EEUU.
 45. Matsui, Y., Yuasa, A., Furuya, Y., y Kamei, T., "Dynamic analysis of coagulation with alum and PACL", *J. Am. Water Works Assoc.*, **1998**, 90(10), 96-106.

Anexo

I. Prueba estadística del aluminio disuelto.

De los datos de la tabla 3.6, se tomaron los datos de aluminio disuelto de cada tratamiento de los coagulante-floculante; se sacaron las variancias corregidas y el promedio de las dos diferentes poblaciones. Los resultados fueron los siguientes:

PAC	Al ₂ (SO ₄) ₃
n _I = 5	n _{II} = 5
$\bar{x}_I = 0.018$	$\bar{x}_{II} = 0.286$
$*S^2_I = 0.00092$	$*S^2_{II} = 0.04118$

La prueba de la hipótesis H₀ se efectúa con una significancia α igual con 0.05.

$$H_0 : \sigma_x^2 = \sigma_y^2$$

$$H_0 : \sigma_{mayor}^2 > \sigma_{menor}^2$$

$$F = \frac{*S_{mayor}^2}{*S_{menor}^2}$$

sustituyendo los valores,

$$F_{muestra} = 44.76$$

buscando en las tablas

$$F_{tablas} = 6.39$$

por lo tanto,

$$F_{muestra} = 44.76 > F_{tablas} = 6.39$$

Se rechaza la hipótesis nula, ya que existe una diferencia entre las variancias $*S^2_I$ y $*S^2_{II}$.

Para probar con $\alpha = 0.05$ la hipótesis de igualdad de medias para las dos poblaciones se considera que:

$$H_0 : \mu_I = \mu_{II}$$

$$H_1 : \mu_I < \mu_{II}$$

$$t = \frac{x_1 - x_2}{\sqrt{\frac{(n_I - 1)S_I^2 + (n_{II} - 1)S_{II}^2}{n_I + n_{II} - 2} \left(\frac{1}{n_I} + \frac{1}{n_{II}} \right)}}$$

sustituyendo los valores,

$$t_{\text{muestra}} = -2.92$$

buscando en las tablas

$$t_{\text{tablas}} = -1.83$$

por lo tanto,

$$t_{\text{muestra}} = -2.92 < t_{\text{tablas}} = -1.83$$

Se rechaza la hipótesis de igualdad de medias, concluyendo que es significativamente menor la media de la población I (PAC) que la del sulfato de aluminio.

Anexo II

I. Precipitación Química

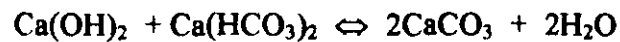
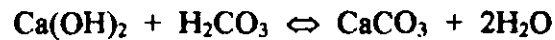
La precipitación química en el tratamiento de aguas involucra la adición de químicos para alterar el estado físico de los sólidos disueltos y suspendidos, y para facilitar su remoción por sedimentación. Los resultados de la adición química es el incremento neto en los constituyentes disueltos en las aguas tratadas. Los procesos químicos, junto con varias operaciones físicas, han sido desarrollados para el completo tratamiento secundario de las aguas a tratar, incluyendo la remoción tanto del nitrógeno o el fósforo o ambos. Otros procesos químicos han sido desarrollados para la remoción de los fosfuros por precipitación química y son diseñados para ser usados en conjunto con los tratamientos biológicos.

En el pasado, la precipitación química se utilizaba para realzar el grado de remoción de los sólidos suspendidos y de la DBO (1) donde había variaciones estacionales en las concentraciones del agua tratada (como por ejemplo, en el agua residual de las fábricas de conservas), (2) donde se requería un grado intermedio en el tratamiento, y (3) como una ayuda en el proceso de sedimentación. A partir 1970 es cuando surge un renovado interés por la precipitación química, debido a la necesidad de realizar una remoción más completa de los compuestos orgánicos y nutrientes (nitrógeno y fósforo) que contenían las aguas residuales.

Por varios años un número de diferentes sustancias se han utilizado como precipitantes. Uno de los químicos más usados es la cal. El grado de clarificación depende en la calidad de los químicos utilizados y en la importancia con que el proceso es controlado. Es posible por la precipitación química el obtener un efluente claro, sustancialmente libre de materia en suspensión o de materia coloidal. Por la precipitación química se puede remover desde un 80 a un 90 por ciento del total de la materia suspendida, de un 40 a un 70 por ciento de la DBO, de un 30 a un 60 por ciento de la DQO y de un 80 a un 90 por ciento de las bacterias. En comparación se sedimenta, cuando solo se

utiliza la sedimentación simple, solo el 50 al 70 por ciento de la materia suspendida y del 30 al 40 por ciento de la materia orgánica.

Cuando la cal se adiciona sola como precipitante, el principio de la clarificación se explica mediante las siguientes reacciones:



Una suficiente cantidad de cal debe, por lo tanto, se añadida para combinar con todos los ácidos carbónicos libres y con todos los ácidos carbónicos de los bicarbonatos (la mitad de la cantidad de los ácidos carbónicos) para producir carbonato de calcio, los cuales actúan como coagulantes. Mucho más cal se requiere generalmente cuando también se usa con sulfato de aluminio o sulfato ferroso. Esto se debe a que en el tratamiento de aguas, cuando se añaden ácidos minerales o sales ácidas en el agua, estas se deben neutralizar antes de que la precipitación se lleve a cabo^[6].