

Tecnológico Nacional de México



Instituto Tecnológico de Tijuana

Centro de Graduados e Investigación en Química

TRABAJO DE TESIS

“Estudio fisicoquímico de los **fenómenos de agregación de partículas de materia orgánica dispersas en agua residual** inducidos por **biopolielectrolitos**”

Presentado por

ING. Carlos Alfonso Quintero González

Para obtener el grado de

MAESTRO EN CIENCIAS EN QUÍMICA

Director de tesis

Dra. Mercedes Teresita Oropeza Guzmán

Codirector de tesis

Dr. Eduardo López Maldonado

TIJUANA, B.C.

DICIEMBRE DE 2020



Instituto Tecnológico de Tijuana

"2020, Año de Leona Vicario, Benemérita Madre de la Patria"

Tijuana, Baja California, 08/diciembre/2020

Oficio No. 126/CG/2020

Asunto: Se autoriza impresión de trabajo de tesis

YAZMÍN MALDONADO ROBLES
JEFA DE LA DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN
PRESENTE

Los que suscriben tienen a bien informar que el manuscrito de tesis titulado "Estudio fisicoquímico de los fenómenos de agregación de partículas de materia orgánica dispersa en agua residual inducidos por biopolielectrolitos", presentado por el C. Carlos Alfonso Quintero González, (con número de control (M1921029), cumple con los requisitos de calidad y formato para tesis de Maestría en Ciencias en Química. Por consiguiente se aprueba y autoriza a la interesada para que proceda a la impresión del mismo.

A T E N T A M E N T E

DR. JULIO CÉSAR CALVA YAÑEZ
Presidente

DRA. MERCEDES TERESITA OROPEZA GUZMÁN
Secretaria del Jurado

DR. EDUARDO ALBERTO LÓPEZ MALDONADO
Vocal del Jurado

C.p. Oficina de Titulación
C.p. Expediente
C.p. Interesado
JCCY/MTOG/EALM/emp





Instituto Tecnológico de Tijuana

"Año de Leona Vicario, Benemérita Madre de la Patria"

Tijuana, Baja California, **16/diciembre/2020**
OFICIO No. 124/DEPI/2020
Asunto: Autorización de Impresión de Tesis

MARIBEL GUERRERO LUIS
JEFA DEL DEPARTAMENTO DE SERVICIOS ESCOLARES
PRESENTE

En lo referente al trabajo de tesis, "**Estudio fisicoquímico de los fenómenos de agregación de partículas de materia orgánica dispersa en agua residual inducidos por biopolielectrolitos**". Presentado por C. **Carlos Alfonso Quintero González**, alumno de la Maestría en Ciencias en Química con número de control **M1921029**; informo a usted que a solicitud del comité de tutorial, tengo a bien **Autorizar la impresión de Tesis**, atendiendo las disposiciones de los Lineamientos para la Operación de Estudios de Posgrado del Tecnológico Nacional de México.

Sin más por el momento le envió un cordial saludo.

ATENTAMENTE
Excelencia en Educación Tecnológica®
Por una Juventud Integrada al Desarrollo de México®

 **EDUCACIÓN** | 
INSTITUTO TECNOLÓGICO DE TIJUANA
**DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO
E INVESTIGACIÓN**


YAZMIN MALDONADO ROBLES
JEFA DE DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN

C.p. Interesado
C.p. Archivo



INSTITUTO TECNOLÓGICO DE TIJUANA

DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN

CARTA DE CESIÓN DE DERECHOS

En la ciudad de Tijuana, B.C. del 08 de Diciembre del 2020, el ING. Carlos Alfonso Quintero González, alumno (a) del Programa de Maestría en Ciencias en Química con número de control M1921029, manifiesta que es autor (a) intelectual del presente trabajo de tesis bajo la dirección de Dra. M. Teresita Oropeza Guzmán y ceden los derechos del trabajo titulado "Estudio fisicoquímico de los fenómenos de agregación de partículas de materia orgánica dispersas en agua residual inducidos por biopolielectrolitos" al Tecnológico Nacional de México /IT Tijuana para su difusión con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, figuras, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y del director del trabajo. Este puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección de correo electrónico: oropezal@yahoo.com. Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.



Carlos Alfonso Quintero González

Nombre y firma del estudiante



Contenido

Hoja de aprobación	ii
Contenido	iii
Lista de figuras	Vi
Lista de tablas	Vii
Agradecimientos.....	Viii
Reconocimientos institucionales	IX
Resumen	X
I. INTRODUCCIÓN	1
II. JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS	
2.1. Justificación	4
2.2. Objetivo general	4
2.3. Objetivos específicos	5
III. FUNDAMENTO TEÓRICO	
3.1. Contaminación del agua.....	6
3.1.2. Eutrofización.....	8
3.2. Contaminantes orgánicos	10
3.2.1. Formación de los sedimentos	10
3.3. Partículas coloidales en agua	10
3.3.1. Clases de partículas coloidales	11
3.3.2. Estabilidad coloidal	12

3.3.3. Potencial Z-----	15
3.4. Agregación de partículas -----	16
3.4.1. Mecanismos de Coagulación -----	17
3.4.2. Compresión de la doble capa -----	17
3.4.3. Absorción y neutralización de cargas -----	18
3.4.4. Atrapamiento de partículas dentro de un precipitado -----	19
3.4.5. Adsorción y puente -----	19
3.4.6. Etapas de la Coagulación -----	20
3.5. Floculación -----	21
3.5.1. Tipos de floculación -----	22
3.5.2. Parámetros de la floculación -----	22
3.6. Floculantes -----	23
3.6.1. Polielectrolitos -----	25
3.6.2. Factores que determinan el comportamiento de los polielectrolitos -	26
3.7. Sorción superficial en los sólidos -----	27
3.7.1. Compuestos orgánicos en los sedimentos y materia en suspensión-	28
3.8. Tratamiento y uso de agua -----	30
3.8.1. Tratamiento de agua para uso industrial -----	31

IV. PARTE EXPERIMENTAL

4.1. Caracterización del agua residual -----	35
4.1.1. Manipulación, toma de muestra y procesamiento de las muestras --	37
4.1.2. Límites máximos permisibles de contaminantes en descargas de	

aguas residuales y agua para reusó -----	39
4.2. Determinación de los parámetros de calidad del agua -----	40
4.2.1. Sólidos sedimentables -----	40
4.2.2. Nitrógeno total (NT) -----	41
4.2.3. Fosforo total (PT) -----	41
4.2.4. Carbono orgánico total (COT) -----	42
4.2.5. Demanda química de oxígeno (DQO) -----	43
4.2.6. Sólidos suspendidos (SST) -----	44
4.2.7. Turbidez -----	44
4.3. Potencial Z -----	44
4.4. Prueba de jarras -----	45
4.5. Sistema de oxidación avanzada -----	46

V. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1. Selección de zonas estratégicas de muestreo -----	48
5.2. Evaluación de la calidad del agua residual de la empacadora de pescado-----	49
5.3. Determinación del comportamiento iónico de los biopolielectrolitos -----	51
5.4. Estudio de la influencia del biopolielectrolito en el fenómeno de agregación de partículas dispersas en agua residual a partir de un modelo de sólidos-----	53
5.5. Estudio de la influencia del biopolielectrolito en el fenómeno de agregación de Partículas en agua residual real -----	57
5.6. Resultados de la evaluación de la calidad del agua residual de la empacadora de Pescado -----	61
VI. CONCLUSIONES -----	63

VII. REFERENCIAS ----- 65

VIII. Anexos ----- 70

Lista de figuras

Figura 1. Partículas coloidales hidrófobas cargadas rodeadas de contraiones cargados positivamente, formación de la doble capa eléctrica

Figura 2. Fuerzas de interacción que actúan sobre una partícula en suspensión

Figura 3. Efecto de puente químico entre partículas coloidales

Figura 4. Mecanismo de coagulación

Figura 5. Tipos de biopolielectrolitos

Figura 6. Proceso de lodos activados

Figura 7. Diagrama de estrategias de trabajo en proyecto de tesis

Figura 8. Diagrama de procesos de la empresa

Figura 9. Diagrama de la composición de la cámara de irradiación UV

Figura 10. Diagrama de procesos de molienda y harinado de pescado

Figura 11. Comportamiento iónico de distintos polielectrolitos a diferentes pH

Figura 12. Efecto de la dosificación de quitosano en la eficiencia de remoción de turbidez

Figura 13. Potencial Z y evaluación de parámetros de calidad del agua en función de la dosis de quitosano en pruebas de micro jarras

Figura 14. Espectros de absorción de ácido acético a distintos valores de pH

Figura 15. Efecto de la dosificación del quitosano en el tamaño de partícula y potencial Z

Figura 16. Potencial Z y evaluación de parámetros de calidad del agua en función de la dosis de quitosano en pruebas de jarras

Figura 17. Remoción de contaminantes en el agua residual en función del tiempo de irradiación UV

Lista de tablas

Tabla 1. Tipos de contaminantes presentes en cuerpos de agua

Tabla 2. Nutrientes esenciales de las plantas en procesos de eutrofización

Tabla 3. Floculantes orgánicos

Tabla 4. Frecuencia de muestreo

Tabla 5. Límites máximos permisibles de contaminantes establecidos por la legislación mexicana

Tabla 6. Evaluación del contenido de sales minerales en agua de pozo

Tabla 7. Evaluación de la calidad del agua residual en proceso de molienda de pescado y harinado

Tabla 8. Evaluación de la calidad de agua tratada por procesos de coagulación-floculación y UV-H₂O₂

AGRADECIMIENTO

Al Instituto Tecnológico de Tijuana, en especial a mis profesores, por darme las herramientas necesarias para desarrollarme como profesionista.

A la Dra. Mercedes Teresita Oropeza Guzmán a su vez al Dr. Eduardo López Maldonado, por sus consejos y atinada orientación durante el desarrollo de este proyecto.

Así también le doy las gracias a mis amigos y compañeros de laboratorio por su apoyo en el desarrollo de mi proyecto.

DEDICATORIA

A mis padres, por estar siempre para mí; por escucharme, apoyarme, aconsejarme e incluso regañarme, todo pensando en mi bienestar. Por las enseñanzas y valores que me inculcaron y me convierten en la persona que soy, por el esfuerzo que realizan todos los días, para que pudiera llegar hasta este momento de mi vida.

A mis hermanos que me han apoyado con sus consejos y me han dado su ejemplo al estar siempre compartiendo momentos importantes en mi vida.

A mis amigos que han compartido mis experiencias de vida y han estado siempre presentes en buenas y malas etapas de mi vida.

Resumen

Se sabe que la turbidez y el color del agua son principalmente causados por partículas coloidales. Estas partículas permanecen en suspensión por tiempo prolongado e incluso pueden atravesar un medio filtrante muy fino, ya que no presenta la tendencia a aglomerarse.

Debido a esto, los polímeros se han utilizado en procesos de coagulación-floculación para la purificación del agua durante al menos cuatro décadas. Los polímeros utilizados en el tratamiento del agua son solubles en agua y principalmente de naturaleza sintética, aunque algunos productos naturales pueden ser de interés.

En solución acuosa, los polímeros adoptan muy a menudo una configuración plegada aleatoria y tienen comportamiento iónico, el cual es dependiente del pH de la solución.

Debido a esto los políelectrolitos son aptos para su uso en el proceso de coagulación-floculación. Es así que en este proyecto de tesis se planteó estudiar la influencia de biopolíelectrolitos, en especial quitosano en la agregación de partículas de materia orgánica dispersas en agua midiendo pH, DQO, COT, NT y PT. La intención es eliminar la matriz de contaminación que se generan en las empacadoras de pescado que actualmente carecen de sistemas de tratamiento de aguas. Como beneficio adicional se plantea lograr que los lodos residuales no se conviertan en residuos de manejo especial, sino que tengan un valor de reúso aprovechando su contenido.

Abstract

It is known that the turbidity and color of the water are mainly caused by colloidal particles. These particles remain in suspension for a long time and can even pass through a very fine filter medium, since they do not have a tendency to agglomerate.

Because of this, polymers have been used in coagulation-flocculation processes for water purification for at least four decades. Polymers used in water treatment are soluble in water and mainly synthetic in nature, although some natural products may be of interest.

In aqueous solution, polymers very often adopt a random folded configuration and have ionic behavior, which is dependent on the pH of the solution. Due to this, polyelectrolytes are suitable for use in the coagulation-flocculation process. Thus, in this thesis project it was proposed to study the influence of biopolyelectrolytes, especially chitosan, in the aggregation of organic matter particles dispersed in water, measuring pH, COD, TOC, NT and PT. The intention is to eliminate the matrix of contamination that is generated in fish packing companies that currently lack water treatment systems. As an additional benefit, it is proposed to ensure that the residual sludge does not become waste for special handling, but rather has a reuse value taking advantage of its content.

I. Introducción

En México, los problemas de disponibilidad de agua tienen origen en la distribución fisiográfica y climática, la contaminación de aguas superficiales y subterráneas y el incremento acelerado de la demanda para los distintos usos. Por ejemplo, el reúso del agua en la agricultura es una práctica conocida en el país; no obstante, el reúso en la industria, servicios municipales, usos secundarios y recarga de acuíferos, solo se practica en una proporción reducida. Ante la inminente escasez del recurso en algunas zonas del país, el reúso del agua se plantea como una alternativa de abastecimiento; sin embargo, es necesario considerar que para reusar el agua es necesario cumplir con cierta calidad.

En este sentido, se sabe que la turbiedad y el color del agua son principalmente causados por partículas coloidales. Estas partículas permanecen en suspensión por tiempo prolongado e incluso pueden atravesar un medio filtrante muy fino¹, ya que no presentan la tendencia de aglomerarse.

En particular los procesos de coagulación y floculación han mostrado su utilidad para eliminar partículas coloidales en el agua: Por un lado, la coagulación tiene por objeto neutralizar las cargas superficiales de las partículas en suspensión, y así facilitar su aglomeración. En la práctica este procedimiento es caracterizado por la inyección y dispersión rápida de productos tanto químicos como orgánicos.² Por otro lado, La floculación tiene por objetivo favorecer, con la ayuda de la mezcla lenta, el contacto entre las partículas desestabilizadas. Es así que el aglomerado de partículas forma un

“flóculo” que pueda ser fácilmente eliminado por los procedimientos de decantación y filtración.³

Los polímeros se han utilizado en procesos de coagulación-floculación para la purificación del agua durante al menos cuatro décadas.⁴ En comparación con el alumbre, algunos de las ventajas derivadas del uso de polímeros en agua tratamiento son:

- Uso de menor dosis de coagulante.
- Menor generación de lodos.
- Menor aumento en la carga iónica del agua tratada.
- Reducción de costos de 25-30%.

Los polímeros utilizados en el tratamiento del agua son solubles en agua y principalmente de naturaleza sintética, aunque algunos productos naturales pueden ser de interés. Los polímeros se caracterizan ampliamente por su naturaleza iónica: catiónica, aniónica y no iónica. Estrictamente los polímeros iónicos son llamados polielectrolitos.⁵

Las características más importantes de los floculantes poliméricos son su peso molecular (PM) y en el caso de polielectrolitos su densidad de carga. Todos los polímeros utilizados como floculantes en el tratamiento de agua deben ser solubles en agua.

En solución acuosa, los polímeros adoptan muy a menudo una configuración plegada aleatoria.

La longitud del polímero depende de la interacción entre sus segmentos, si hay una repulsión apreciable entre segmentos entonces el polímero se expande un poco.

El ejemplo más conocido son los polielectrolitos, donde los segmentos están cargados.

En este caso, el polímero puede expandirse significativamente y hay importantes efectos en la fuerza iónica. A mayor fuerza iónica la repulsión entre segmentos cargados se "filtra" por iones en solución, por lo que la expansión de la molécula no sería tan grande.⁶

Debido a esto los polielectrolitos son aptos para su uso en el proceso de coagulación y su uso como coagulantes en el tratamiento de aguas y espesamiento de lodos. Es así que en este proyecto de tesis se plantea estudiar la influencia de biopolielectrolitos (BP), en la agregación de partículas de materia orgánica dispersas en agua. La intención es eliminar la matriz de contaminación que se generan en las empacadoras de pescado que actualmente carecen de sistemas de tratamiento de aguas. Como beneficio adicional se plantea lograr que los lodos residuales no se conviertan en residuos de manejo especial, sino que tengan un valor de reúso aprovechando su contenido.

II. JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS

2.1. Justificación

Las aguas residuales de la empacadora de pescado contienen sustancias tanto disueltas como en suspensión, ambas pueden ser orgánicas e inorgánicas. Las materias en suspensión pueden tener un tamaño y densidad tal que puedan eliminarse del agua por simple sedimentación, pero algunas son de tamaños tan pequeños y tienen una carga eléctrica superficial, que las hace repelerse continuamente, impidiendo su aglomeración y la formación de partículas que puedan sedimentar. Es por ello, que dicha agua contiene un alto grado de contaminación y no cumple con la normatividad mexicana, debido a estas problemáticas desde hace algunos años se han implementado biopolímeros en los procesos de coagulación-floculación, teniendo como ventajas el crecimiento de los flóculos, velocidad de sedimentación y reducción de lodos. Dando como resultados, una mejor calidad del agua. En esta tesis se pretende evaluar el fenómeno de agregación de materia orgánica inducida por biopolielectrolitos, el efecto de pH y dosificación de biopolielectrolitos en la remoción de materia orgánica en aguas industriales de una empresa empacadora de pescado en la región de Ensenada, Baja California.

2.2. Objetivo general

Determinar la influencia del tipo de partículas de materia orgánica, dispersas en agua de procesos de una empacadora de pescado, en los fenómenos de agregación inducidos por la dosificación de biopolielectrolito. Adicionalmente se busca sentar

las bases de una nueva tecnología en el tratamiento de agua residual que prevenga la eutrofización en los lugares de descarga.

2.3. Objetivos específicos

- Preparar un modelo de sólido en forma de micropartículas ($D_p < 10\mu\text{m}$) para estudiar la influencia del biopolíelectrolito en el fenómeno de la agregación de partículas dispersas en el agua residual de la empacadora de pescado.
- Determinar perfiles de potencial Z (pZ) respecto al pH de dispersiones preparadas a base de biopolíelectrolitos: quitosano, ácido poligalacturónico, goma de maíz y polvo de moringa, para evaluar la contribución de las fuerzas eléctricas al fenómeno de agregación de partículas de materia orgánica (MO) en el agua residual de la empacadora de pescado.
- Determinar la influencia del pH en el diámetro hidrodinámico para dar seguimiento al mecanismo de coagulación-floculación entre BP y partículas de MO contenidas en el agua residual de la empacadora de pescado.
- Determinar las ventanas de coagulación-floculación (pZ vs pH) a través del análisis de las dispersiones de biopolíelectrolito y agua residual y así conocer la cantidad de BP necesario en la desestabilización de MO.
- Evaluar el proceso de separación de MO en agua residual de la empacadora midiendo, turbidez, demanda química de oxígeno, DQO, carbono orgánico total, COT, nitrógeno total, NT y fósforo total, PT.
-

III. FUNDAMENTO TEÓRICO

3.1 Contaminación del agua

La organización mundial de la salud (OMS)⁷, considera que el agua está contaminada cuando su composición o estado natural se ven modificados de tal modo que pierde las condiciones aptas para los usos a los que estaba destinada. El agua contaminada presenta alteraciones físicas (temperatura, color, densidad, suspensiones, etc.), químicas (sustancias disueltas, composición, etc.) o biológicas, por lo que no puede cumplir sus funciones.

La contaminación de las aguas puede tener un origen natural o un origen antropogénico. Este último se produce a causa de las diversas actividades desarrolladas por el ser humano, las cuales son la principal causa de contaminación, ya que el desarrollo y la industrialización conllevan un mayor uso del agua y gran generación de residuos.

Tanto para la contaminación de origen natural como antropogénico de las aguas, se establece que cuando la contaminación se produce en lugares muy concretos, las fuentes que la provocan son puntuales. Por el contrario, si la descarga de contaminantes se realiza en áreas muy extensas, se habla de fuentes dispersas.⁸

Generalmente, la mayor preocupación sobre la seguridad del agua es la presencia de potenciales contaminantes químicos. Estos pueden incluir productos químicos orgánicos e inorgánicos y metales pesados, procedentes de fuentes industriales, agrícolas y de escorrentía urbana los contaminantes del agua pueden agruparse en algunas categorías generales, tal como se resume en la tabla 1.

Tabla 1. Tipos de contaminantes presentes en cuerpos de agua

Tipo de contaminante	Impacto
Elementos traza	Salud, biota acuática, toxicidad
Metales pesados	Salud, biota acuática, toxicidad
Metales enlazados orgánicamente	Transporte de metales
Radio núclidos	Toxicidad
Contaminantes inorgánicos	Toxicidad, biota acuática
Asbesto	Salud humana
Nutrientes de algas	Eutrofización
Sustancias que dan acidez, alcalinidad, salinidad (en exceso)	Calidad de agua, vida acuática
Contaminantes orgánicos	Toxicidad
Bifenilos policlorados	Posibles efectos biológicos
Plaguicidas	Toxicidad, biota acuática, fauna
Residuos de petróleo	Efectos en la fauna
Residuos humanos y de animales	Calidad del agua, niveles de oxígeno
Materia orgánica medida como DBO	Calidad del agua, niveles de oxígeno
patógenos	Efectos en la salud
Detergentes	Eutrofización, fauna, contaminación
Sedimentos	Calidad del agua, vida acuática, fauna

Dado que los contaminantes del agua pueden provenir de una variedad de fuentes, es importante tener marcadores de contaminación del agua que sean indicativos de las fuentes de la cual provienen.

3.1.2. Eutrofización

La eutrofización se define como el enriquecimiento de las aguas con nutrientes a un ritmo tal que no puede ser compensado por eliminación o mineralización total. Una de sus principales manifestaciones es la proliferación de algas y macrófitas en función de la carga de nutrientes.⁹ Aunque una cierta productividad de algas es necesaria para sostener la cadena alimenticia en un ecosistema acuático, el crecimiento en exceso bajo condiciones eutróficas puede eventualmente llevar un severo deterioro del reservorio o cuerpo de agua. El primer paso en la eutrofización de un sistema acuoso es una entrada de nutrientes para las especies vegetales (Tabla 2), por escorrentías.

El reservorio de agua rico en nutrientes produce entonces gran cantidad de biomasa de plantas por fotosíntesis, junto con una cantidad de biomasa animal. La biomasa muerta se acumula en el fondo del cuerpo de agua, donde se descompone parcialmente, reciclando nutrientes como dióxido de carbono, fósforo, nitrógeno y potasio. Por lo tanto, las raíces de las plantas en el fondo del cuerpo de agua comienzan a crecer, acelerando la acumulación de material sólido en el cuerpo de agua y disminuyendo la capacidad de las plantas para realizar el proceso fotosintético generando un ambiente anóxico en el cuerpo de agua.¹⁰

Tabla 2. Nutrientes esenciales de las plantas en el proceso de eutrofización.

Nutrientes	Fuente	Función
Macronutrientes		
Carbono (CO ₂)	Atmósfera, descomposición	Constituyente de la biomasa
Hidrógeno	Agua	Constituyente de la biomasa
oxígeno	Agua	Constituyente de la biomasa
Nitrógeno	Descomposición	Constituyente de la biomasa
Fósforo	Descomposición, contaminantes minerales	Constituyentes del ADN/ARN
Potasio	Minerales	Función metabólica
Azufre	Minerales	Proteínas, enzimas
Magnesio	Minerales	Función metabólica
Calcio	Minerales	Función metabólica
Micronutrientes		
B, Cl, Co, Cu, Fe, Mn, Mo, Na, Si, V, Zn	Minerales, contaminantes	Función metabólica y/ constituyentes de enzimas

La eutrofización a menudo es un fenómeno natural; sin embargo, la actividad humana puede acelerar el proceso ya que, los elementos “fertilizantes”: nitrógeno, fósforo y potasio. Todos están presentes en las aguas residuales y, por su puesto, se encuentran en las aguas de escorrentías de los campos fuertemente fertilizados.

3.2 Contaminantes orgánicos

3.2.1. Formación de los sedimentos

Los sedimentos son las capas de materia finamente dividida que cubren los fondos de los ríos, arroyos, lagos, embalses, bahías, estuarios y océanos. Principalmente consisten en la mezcla de minerales granulados de tamaño fino, medio y grueso, incluyendo arcilla, fango y arena, mezclados con materia orgánica. Su composición puede variar de materia mineral pura a materia predominante orgánica.¹¹ Los sedimentos son depósitos de una variedad de desechos biológicos, químicos y contaminantes (residuos) en los cuerpos de agua, siendo sumidero de contaminantes como metales pesados y compuestos orgánicos tóxicos.

Los procesos físicos, químicos y biológicos pueden dar lugar todo ellos a la deposición de sedimentos en las regiones del fondo de los cuerpos de agua. El material sedimentado puede, simplemente, ser llevado a un cuerpo de agua por erosión o por desprendimiento de algún material.

En el proceso de sedimentación se lleva a cabo el asentamiento de los sólidos suspendidos en el fluido, aprovechando la acción que genera la gravedad en todos los cuerpos que posean masa, con lo que se logra que se depositen en el fondo de contenedor donde se encuentre el agua.

3.3. Partículas coloidales en agua

Muchos minerales, algunos contaminantes orgánicos, materiales proteicos, algas y bacterias, están suspendidas en el agua en forma de partículas muy pequeñas. Tales partículas, que tienen algunas características propias de especies en disolución, como de partículas más grandes en suspensión, con diámetro en el intervalo desde 0.001 hasta 1 μm , aproximadamente y que dispersan la luz blanca

como un matiz claro observado en ángulo recto a la luz incidente, se clasifican como partículas coloidales.¹² El fenómeno de dispersión de la luz, característico de los coloides, denominado efecto Tyndall¹³, resulta del hecho de que tienen tamaños del mismo orden que la longitud de onda de la luz. Las propiedades y el comportamiento único de las partículas coloidales se encuentran muy influenciadas por sus características físico-químicas, incluyendo su elevada área específica, su alta energía interfacial y relación de densidad de superficie/carga alta. Los coloides juegan un papel muy importante en la determinación de las propiedades y el comportamiento de las aguas naturales y residuales.

3.3.1. Clases de partículas coloidales

Los coloides pueden clasificarse como coloides hidrófilos, coloides hidrófobos o coloides de asociación.

Los coloides hidrófilos son macromoléculas, como las proteínas y polímeros sintéticos, que se caracterizan por su fuerte interacción con el agua, dando como resultado la formación espontánea de coloides, cuando se encuentran en el agua. En cierto sentido, los coloides hidrófilos son disoluciones de moléculas o iones muy grandes. Las suspensiones de coloides hidrófilos son menos afectadas por la adición de sales al agua que las suspensiones de coloides hidrófobos.

Los coloides hidrófobos interactúan en menor grado con el agua y son estables debido a sus cargas eléctricas positivas o negativas, tal como se muestra en la figura 1. La superficie cargada de la partícula coloidal y las contraiones que la rodean forman una doble capa eléctrica que causa que las partículas se repelan unas a otras.¹⁴

Normalmente puede causarse la sedimentación de los coloides hidrófobos de la suspensión mediante la adición de sales.

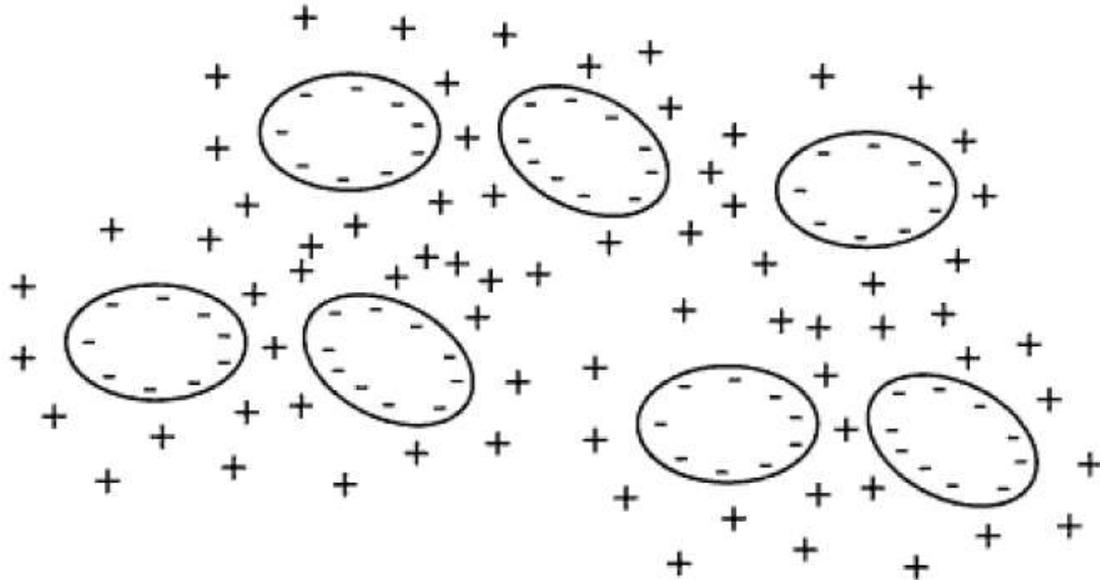


Figura 1. Partículas coloidales hidrófobas cargadas rodeadas en la solución por contraiones cargados positivamente, formando una doble capa eléctrica.

3.3.2. Estabilidad coloidal

La estabilidad coloidal es un factor importante que determina su comportamiento. En ella están involucrados importantes fenómenos químicos y acuáticos, que incluyen la formación de sedimentos, la dispersión y aglomeración bacterianas y dispersión y eliminación de contaminantes.¹⁵

Los coloides generalmente son estables en solución al predominar los factores estabilizantes sobre los desestabilizantes. Los factores estabilizantes son aquellas fuerzas que provocan repulsión entre las partículas como son las fuerzas electrostáticas y la propia hidratación. Los factores desestabilizantes son por el contrario las fuerzas de atracción que dan lugar a la unión, entre estas figuran el

movimiento Browniano, las fuerzas de Van der Waals y también en menor grado las fuerzas de gravedad.

Los dos fenómenos principales que contribuyen a la estabilización de los coloides, son la hidratación y la carga superficial. La capa de agua en la superficie de las partículas coloidales hidratadas evita el contacto entre ellas, lo que daría lugar a la formación de unidades mayores. Una cierta carga superficial en las partículas coloidales puede evitar la agregación, dado que las partículas igualmente cargadas se repelen entre sí. La carga superficial frecuentemente depende del pH; a un pH alrededor de 7, la mayoría de las partículas coloidales en las aguas naturales se encuentran cargadas negativamente.¹⁶

La materia orgánica natural en el agua tiende a enlazarse con la superficie de las partículas coloidales y, debido a los grupos funcionales negativamente cargados característicos de esta materia, brinda a las partículas coloidales en el agua una carga predominantemente negativa.¹⁷

Al poner en contacto las partículas coloidales con los agentes coagulantes, los iones de signo opuesto al de la partícula coloidal que quedan en exceso en la disolución y que rodean a la partícula, forman con ésta una doble capa eléctrica. Parte de estos iones quedan fijados al sólido por fuerzas electrostáticas de adsorción y los demás constituyen una zona difusa, hasta llegar a una distribución iónica uniforme en el líquido. La diferencia de potencial en algún punto entre la capa de Stern y la capa difusa se conoce como potencial electrocinético o potencial Z.

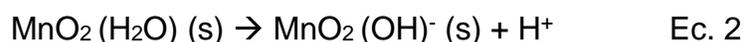
Los coloides se aproximan a una distancia menor que la barrera de energía, cuando el potencial Z baja hasta un punto llamado “punto isoeléctrico”, ($pZ = 0$). El punto isoeléctrico del agua se encuentra a $pH = 5.6$.¹⁸

Una de las tres maneras principales en que las partículas puedan adquirir una carga superficial es por reacción química en la superficie de la partícula. Este fenómeno, que frecuentemente involucra al ion hidrógeno y es dependiente del pH, es típico de los hidróxidos y óxidos.¹⁹

Como ejemplo de la carga dependiente del pH en la superficie de las partículas coloidales, pueden considerarse los efectos del pH en la carga superficial del óxido de manganeso hidratado, representado por la fórmula química $MnO_2(H_2O)$. En un medio relativamente ácido, la reacción sería la siguiente:



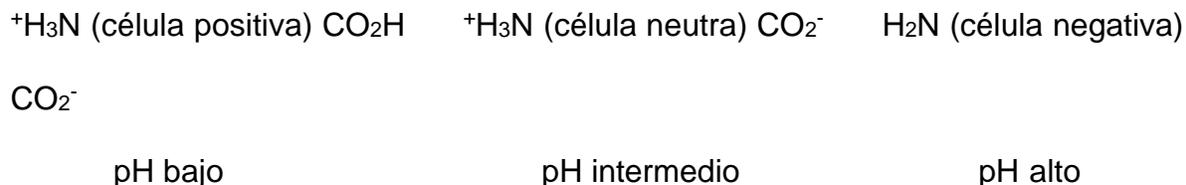
Puede ocurrir en la superficie dando a la partícula una carga positiva neta. En un medio más básico, la superficie del óxido hidratado puede perder iones H^+ , para producir partículas cargadas negativamente.



En algún valor intermedio de pH, llamado punto de carga cero (PCC), las partículas coloidales de un hidróxido dado tendrán una carga neta cero, lo que favorece la agregación de las partículas y la precipitación de un sólido voluminoso:

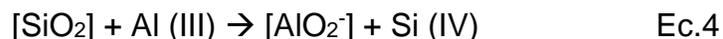


Las células individuales de microorganismos que se comportan como partículas coloidales tienen una carga que depende del pH. La carga se adquiere a través de la pérdida y ganancia del ion H^+ por los grupos amino y carboxílico de la superficie celular:



La adsorción de iones es otra manera en que las partículas coloidales se cargan. Este fenómeno implica la adhesión de iones a la superficie de la partícula coloidal por medios que no sean el enlace covalente convencional, como los enlaces de hidrogeno y las interacciones de Van der Waals (London).²⁰

La sustitución iónica es otra forma en la cual la partícula coloidal puede ganar una carga neta; por ejemplo, la sustitución de algunos de los Si (IV) por Al (III) en la unidad química básica de SiO_2 en la estructura cristalina de algunos minerales de arcilla, tal como muestra la reacción.



Da como resultado la formación de sitios con una carga negativa neta. De igual manera, la sustitución de Al (III) por un ion metálico divalente, como Mg (II) en la estructura cristalina de la arcilla produce una carga negativa.

3.3.3. Potencial Z

Es el potencial existente en el plano de deslizamiento entre la superficie cargada y la solución de electrolitos, o más concretamente, es la diferencia de potencial existente entre la superficie de separación de las partes fijas y móviles y el seno del líquido. Cuando se aumenta la concentración de electrolitos de carga contraria en la solución, disminuye el potencial Z, ya que la mayor parte de la caída del potencial ocurre en la parte inmóvil de la doble capa.³⁴ Al disminuir dicho potencial, se beneficia las interacciones entre partículas, formando agregados mayores. Estos agregados se forman al vencer la repulsión electrostática entre partículas.

La electroforesis es el movimiento de las partículas cargadas en el seno de un líquido cuando se aplica un potencial. Si la partícula en un campo eléctrico no experimenta movimiento hacia el cátodo o el ánodo, es porque su valor de potencial Z es cero, a este punto se le conoce como “punto isoeléctrico” y es aquí, en este punto, donde se produce una mayor eficiencia en el proceso de floculación, al evitarse la estabilidad coloidal que proporciona la doble capa eléctrica.

El potencial Z de los coloides depende directamente del pH del agua, el pH óptimo para el proceso de coagulación será cuando se alcance el punto isoeléctrico.

3.4. Agregación de las partículas

Los procesos mediante los que se agregan y precipitan las partículas de la suspensión coloidal son muy importante en el ambiente acuático. Por ejemplo, la sedimentación de la biomasa durante el tratamiento biológico de aguas residuales depende de la agregación de las células bacterianas. Otros procesos que involucran la agregación de partículas coloidales son la formación de sedimentos y clarificación de agua turbia para uso doméstico o industrial. La agregación de partículas es un proceso complicado, el cual puede dividirse en las dos clases generales de coagulación y floculación.

Las partículas coloidales evitan agregarse debido a la repulsión electrostática de la doble capa eléctrica (capa del ion absorbido y capa de contraion).²¹

La coagulación implica la reducción de esta repulsión electrostática, de manera tal que favorece la agregación de partículas coloidales de materiales idénticos. La floculación usa compuestos puente, los cuales forman enlaces químicos entre las partículas coloidales y “enmallan” las partículas en masas relativamente grandes, llamadas redes de flóculos (flocs).

Los coloides hidrófobos se coagulan con rapidez por la adición de pequeñas cantidades de sales que aportan iones a la disolución. Estos coloides se estabilizan por repulsión electrostática. Por consiguiente, una explicación simple de la coagulación por iones en disolución es que los iones disminuyen la repulsión electrostática entre las partículas lo suficiente para que las partículas se agreguen. Debido a la doble capa eléctrica que rodea a una partícula cargada, este mecanismo de agregación se llama compresión de la doble capa.²²

3.4.1. Mecanismos de coagulación

3.4.2. Compresión de la doble capa

Cuando se aproximan dos partículas semejantes, sus capas difusas interactúan y generan una fuerza de repulsión, cuyo potencial de repulsión está en función de la distancia que los separa y cae rápidamente con el incremento de los iones de carga opuesta al de las partículas, esto se consigue solo con los iones del coagulante (Figura 2).

Existe por otro lado un potencial de atracción o fuerzas de atracción, entre las partículas llamadas fuerzas de Van der Waals, que dependen de los átomos que constituyen las partículas y de la densidad de estos últimos. Contrariamente a las fuerzas de repulsión, las fuerzas de Van der Waals no son afectadas por las características de la solución.²³

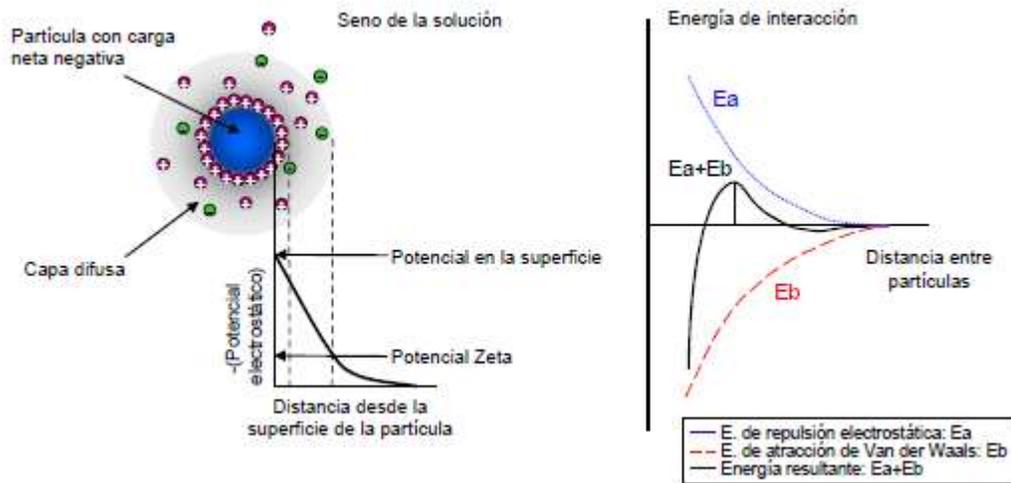


Figura 2. Fuerzas de interacción que actúan sobre una partícula en suspensión. Obtenido de: Martínez-Navarro, F. Tratamiento de aguas residuales industriales mediante electrocoagulación y coagulación convencional. Tesis de doctorado en ingeniería química. Universidad de castilla-La mancha, facultad de ciencias químicas, España, 2007, p 27.

3.4.3. Absorción y neutralización de cargas

Las partículas coloidales poseen cargas negativas en su superficie, estas cargas llamadas primarias atraen los iones positivos que se encuentran en solución dentro del agua y forman la primera capa adherida al coloide.

El potencial en la superficie del plano de cizallamiento es el potencial electrocinético – potencial Z, este potencial rige el desplazamiento de los coloides y su interacción mutua.

Después de la teoría de la doble capa, la coagulación es la considerada como la anulación del potencial obtenido por la adición de productos de coagulación-floculación, en la que la fuerza natural de mezcla debido al movimiento browniano no es suficiente requiriéndose una energía complementaria necesaria; por ejemplo realizar una agitación mecánica o hidráulica.

Cuando se adiciona un exceso de coagulante al agua a tratar, se produce una reestabilización de la carga de la partícula; esto se puede explicar debido a que el exceso de coagulante es absorbido en la superficie de la partícula, produciendo una carga invertida a la original.

3.4.4. Atrapamiento de partículas dentro de un precipitado

Las partículas coloidales desestabilizadas, se pueden atrapar dentro de un floc, cuando se adiciona una cantidad suficiente de coagulantes, habitualmente sales de metales trivalentes como el sulfato de aluminio $Al_2(SO_4)_3$, o cloruro férrico $FeCl_3$. La presencia de ciertos aniones y de las partículas coloidales acelera la formación de precipitado. Las partículas coloidales juegan el rol de anillo durante la formación del floculo; este fenómeno puede tener una relación inversa entre la turbiedad y la cantidad de coagulante requerida.²⁴ En otras palabras, una concentración importante de partículas en suspensión puede requerir menor cantidad de coagulante.

3.4.5. Adsorción y puente

En cualquier caso, se obtiene un tratamiento más económico utilizando un polímero catiónico, cuando las partículas están cargadas negativamente. Este fenómeno es explicado por la teoría del puente. Las moléculas del polímero muy largas contienen grupos funcionales que pueden absorber las partículas coloidales (Figura 3). La molécula de polímero puede así absorber una partícula coloidal en una de sus extremidades, mientras que los otros sitios son libres para absorber otras partículas.²⁵ Por eso se dice que las moléculas de polímeros forman el “puente”

entre las partículas coloidales. Esto puede tener una reestabilización de la suspensión, por una excesiva carga de polímero.

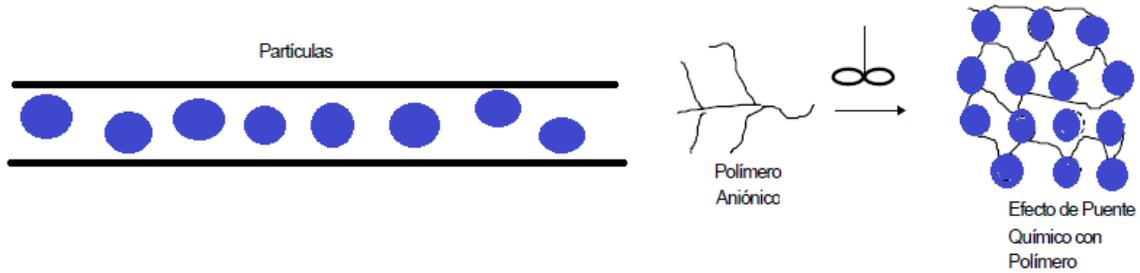


Figura 3. Efecto de puente químico entre partículas coloidales

3.4.5. Etapas de la coagulación

- Hidrólisis de los coagulantes y desestabilización de las partículas en suspensión.
- Formación de compuestos químicos poliméricos.
- Adsorción de cadenas poliméricas por coloides.
- Acción de barrido

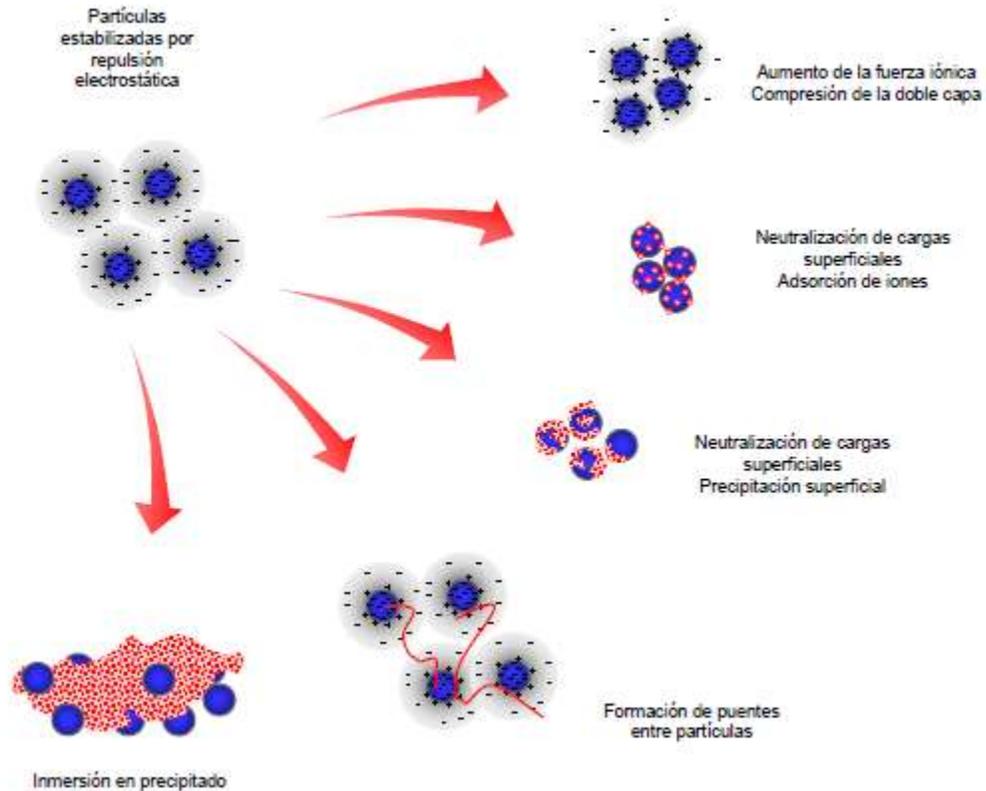


Figura 4. Mecanismo de la coagulación. Obtenido de: Martínez-Navarro, F.

Tratamiento de aguas residuales industriales mediante electrocoagulación y coagulación convencional. Tesis de doctorado en ingeniería química. Universidad de castilla-La mancha, facultad de ciencias químicas, España, 2007, p 27.

3.5. Floculación

La floculación es el proceso que sigue a la coagulación, que consiste en la agitación de masa coagulada que sirve para permitir el crecimiento y aglomeración de los flóculos recién formados con la finalidad de aumentar el tamaño y peso necesario para sedimentar con facilidad. Estos flóculos inicialmente pequeños crean al juntarse aglomerados mayores que son capaces de sedimentar.²⁶

Pero sucede que los flóculos formados por la aglomeración de varios coloides no sean lo suficientemente grande como para sedimentar con la rapidez deseada, por lo que el empleo de un floculante es necesario para reunir la forma de red, formando

puentes de una superficie a otra enlazando las partículas individuales en aglomeraos.

La floculación es favorecida por el mezclado lento que permite la aglomeración de los flóculos; un mezclado demasiado intenso los rompe y raramente recuperan su tamaño y fuerza óptima. La floculación no solo aumenta el tamaño de las partículas, sino que también aumenta su peso y densidad.

3.5.1. Tipos de floculación

Floculación pericinética

Este se produce por el movimiento natural de las moléculas del agua y esta inducida por la energía térmica, este movimiento es conocido como el movimiento browniano

Floculación ortocinética

Se basa en las colisiones de las partículas debido al movimiento del agua, el cual es inducido por una energía exterior a la masa del agua y que puede ser de origen mecánico o hidráulico.

3.5.2. Parámetros de la floculación

- Floculación ortocinética (se da por el grado de agitación proporcionada: mecánica o hidráulica).
- Gradiente de velocidad (energía necesaria para producir la mezcla).
- Número de colisiones (choque entre microflóculos).
- Tiempo de retención (tiempo que permanece el agua en la unidad de floculación).
- Densidad y tamaño de flóculo.

- Volumen de lodos (los flóculos formados no deben sedimentar en las unidades de floculación).

3.6. Floculantes

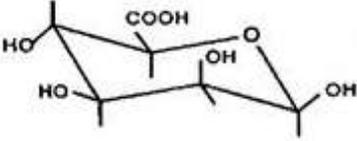
Los floculantes son polímeros o polielectrolitos con pesos moleculares muy elevados, moléculas orgánicas solubles en agua formadas por bloques denominados monómeros, repetidos de cadena larga.

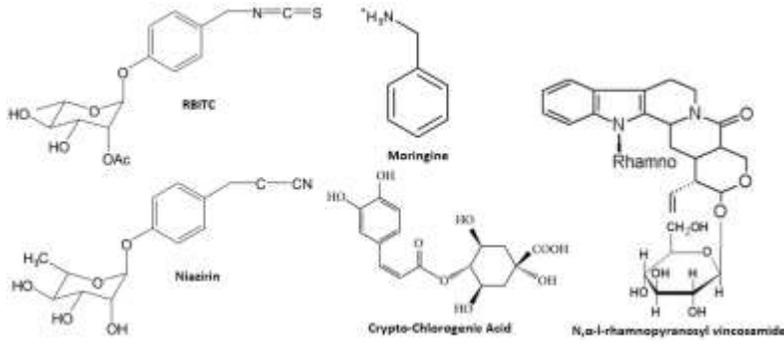
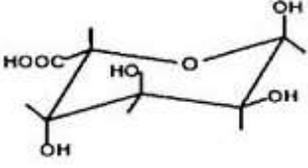
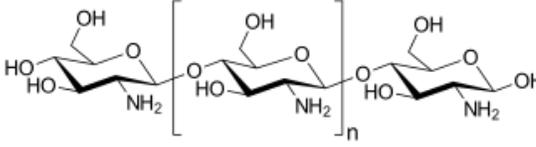
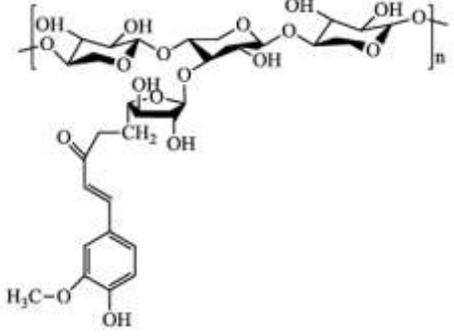
Estos floculantes pueden ser de naturaleza: mineral, orgánico natural y orgánico de síntesis.

a) Floculantes minerales.- se encuentran en la sílice activada, su preparación es muy delicada y presenta el riesgo de gelatinización; produce neutralización parcial de la alcalinidad del silicato de sodio en solución.

b) Floculantes orgánicos naturales. - son polímeros naturales extraídos de sustancias animales o vegetales, por ejemplo:

Tabla 3. Floculantes orgánicos

Floculantes orgánicos	Estructuras
Ácidos manuránicos	

<p>Moringa</p>	
<p>Ácido Glucónico</p>	
<p>Quitosano</p>	
<p>Goma de maíz</p>	

c) Floculantes orgánicos de síntesis. - son los más utilizados y son macromoléculas de una gran cadena, obtenidos por la asociación de monómeros sintéticos con masa molecular elevada de 106 a 107 g/mol, estos se clasifican de acuerdo a su ionicidad de los polímeros:

- Aniónicos (generalmente copolímeros de la acrilamida y del ácido acrílico).
- Neutros o no ionicos (poliacrilamidas).

- Catiónicos (copolímeros de acrilamidas + un monómero catiónico).

3.6.1. Polielectrolitos

Los polielectrolitos tanto de origen natural como sintético pueden hacer flocular los coloides. Los polielectrolitos son polímeros con una elevada masa molecular, que normalmente contienen grupos funcionales ionizables en la figura 5 se muestran ejemplos típicos de polielectrolitos.

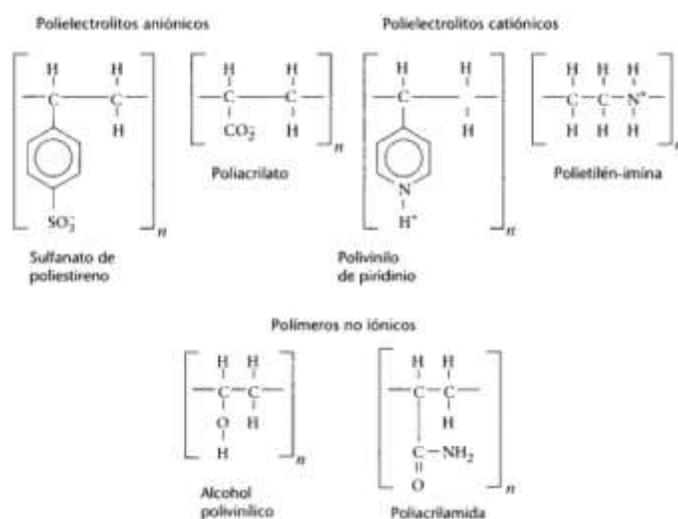


Figura 5. Tipos de polielectrolitos

De manera más simple se puede definir un polielectrolito (PE) como un polímero que se disocia en especies cargadas en solución. Normalmente el término polielectrolito es empleado para sistemas poliméricos que consisten de macroiones, es decir, macromoléculas que portan cargas o grupos disociables unidos covalentemente a su estructura, los cuales a su vez deben ser compensados por contraiones de cargas contrarias para garantizar la electroneutralidad del sistema.²⁷

3.6.2. Factores que determinan el comportamiento de los polielectrolitos

Naturaleza de la carga

- **Catiónicos:** los cuales tienen cargas positivas
- **Aniónicos:** los cuales tienen cargas negativas

Grado de disociación. Ahora bien, si consideramos el grado de disociación que presentan en solución los grupos funcionales ionizables, se clasifican en polielectrolitos fuertes (PEF) y débiles (PED).²⁸

- **PEF:** es aquel que se disocia completamente en una solución acuosa y presenta constantes de disociación cercana a 1 y a su vez esta no se ve afectada por el pH de la solución.
- **PED:** es aquel que tiene una constante de disociación en el intervalo de 2 a 10. Estos polielectrolitos no están completamente cargados en solución pero su carga puede ser modificada variando el pH de la solución.

Localización de los sitios cargados.

De acuerdo al sitio donde se ubiquen los grupos ionizables en las cadenas de los polielectrolitos pueden ser divididos en dos tipos:

- **Tipo integral:** los sitios cargados se ubican dentro de la cadena principal de la macromolécula.
- **Tipo colgante:** los sitios cargados están ubicados en cadenas laterales de la cadena principal de la macromolécula.

Densidad de carga

Se define como la distancia promedio entre cargas a lo largo de la cadena de polímero tomando en cuenta la geometría derivada de los enlaces entre las cargas. En el caso de copolímeros, la densidad de carga se define como el promedio en número de sitios iónicos por unidad de monómero. Esta definición impone comparaciones solo entre copolímeros del mismo tipo. Por ejemplo, se debe esperar un comportamiento de polielectrolito cuando hay más de un sitio iónico presente por cada diez unidades de monómero en el copolímero.

3.7. Sorción superficial en los sólidos

Muchas de las propiedades y efectos de los sólidos en contacto con el agua tienen que ver con la sorción de solutos por parte de superficies sólidas. Las superficies en los sólidos finamente divididos tienden a tener exceso de energía superficial, debido a un desequilibrio de fuerzas químicas entre átomos, iones y moléculas superficiales. El nivel de energía superficial puede disminuirse por una reducción del área superficial. Normalmente esta reducción se consigue por la agregación de partículas o por la sorción de especies de soluto.²⁹

Algunos tipos de interacciones superficiales se llevan a cabo considerando la superficie de óxidos metálicos enlazados con iones metálicos en el agua como es el caso del MnO_2 . Otros sólidos inorgánicos como arena y arcilla, se comportan de manera similar los óxidos metálicos sólidos. Los iones metálicos solubles como Cd^{2+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} o Zn^{2+} , pueden enlazarse con los óxidos metálicos como MnO_2 por adsorción de intercambio iónico no específico, formando complejos con grupos superficiales ^-OH .

3.7.1. Compuestos orgánicos en los sedimentos y materia en suspensión

Muchos compuestos orgánicos interaccionan con el material suspendido y con los sedimentos en los cuerpos de agua. Los coloides pueden jugar un papel significativo en el transporte de contaminantes orgánicos en las aguas superficiales, a través de procesos de tratamiento e incluso, hasta cierto punto, en aguas subterráneas. La deposición del material suspendido que contiene materia orgánica sorbida traslada los compuestos orgánicos hacia los sedimentos de arroyos o lagos. Por ejemplo, este fenómeno es responsable en gran medida de la presencia de herbicidas en los sedimentos que contienen partículas de suelo contaminado y cuyo origen es la erosión de las tierras de cultivo. Algunos compuestos orgánicos son conducidos hacia los sedimentos por los restos de organismos o de materia fecal de zooplankton que ha acumulado contaminantes orgánicos.

La materia particulada suspendida afecta a la movilidad de los compuestos orgánicos sorbidos a las partículas. Más aún, la materia orgánica sorbida sufre degradación química y biodegradación a diferentes velocidades y por vías distintas comparado con la materia orgánica en disolución. Hay, por su puesto una inmensa variedad de compuestos orgánicos que entran en el agua y reaccionan con los sedimentos de manera diferente, siendo el tipo y la fuerza de los enlaces dependientes del tipo de compuesto lo que caracteriza cada uno de ellos.³⁰

Los tipos más comunes de sedimentos con relación a sus capacidades de asociación con compuestos orgánicos son las arcillas, las sustancias orgánicas (húmicas) y los complejos entre arcillas y las sustancias húmicas. Tanto las arcillas como sustancias húmicas actúan como intercambiadores catiónicos. Por consiguiente, estos materiales sorben los compuestos orgánicos catiónicos

mediante intercambio iónico. Éste es un mecanismo de sorción relativamente fuerte, que reduce significativamente la movilidad y actividad biológica del compuesto orgánico. Cuando son sorbidos por arcillas, los compuestos orgánicos catiónicos se retienen generalmente entre las capas de la estructura del mineral arcilloso, donde su actividad biológica es esencialmente nula.

Dado que la mayoría de los sedimentos carece de sitios fuertes de intercambio aniónico, los compuestos orgánicos cargados negativamente no sufren una retención fuerte. Por ello, estos compuestos son relativamente móviles y biodegradables en el agua a pesar de la presencia de sólidos.

El grado de sorción de los compuestos orgánicos es generalmente inversamente proporcional a solubilidad en el agua.³¹ Los compuestos más insolubles en el agua tienden a ser fuertemente capturados por los materiales sólidos lipofílicos (“amantes de la grasa”), como las sustancias húmicas. Los compuestos que tienen una presión de vapor relativamente alta pueden liberarse del agua o de los sólidos por evaporación cuando esto sucede, los procesos fotoquímicos pueden jugar un papel importante en su degradación.

La captación de materia orgánica por el material suspendido y sedimentario en el agua es un fenómeno importante. Este fenómeno se reduce significativamente a la toxicidad global en el cuerpo de agua. Generalmente, sin embargo, reduce apreciablemente la velocidad de biodegradación, enlazando la sustancia a un sólido.

3.8. Tratamiento y uso de agua

El tratamiento del agua puede dividirse en tres categorías principales:

- La purificación para uso doméstico
- El tratamiento para aplicaciones industriales especializadas
- El tratamiento de las aguas residuales para hacerlas aceptables para su vertimiento en bienes nacionales y alcantarillado o su reutilización

El tipo y grado de tratamiento dependen fuertemente de la fuente y el uso que se pretende dar al agua. El agua para uso doméstico debe desinfectarse completamente para eliminar los microorganismos que causan enfermedades, pero pueden contener niveles apreciables de calcio y magnesio disueltos causantes de la dureza del agua. El agua que va a usarse en las calderas puede contener bacterias, pero debe ser muy blanda para prevenir incrustaciones. El agua residual que se descarga en un gran río puede requerir un tratamiento menos riguroso que el agua que va a ser utilizada en una región árida.

La mayoría de los procesos físicos y químicos usados para tratar el agua involucran procesos similares, sin tener en cuenta su aplicación a las tres categorías antes mencionada.

3.8.1. Tratamiento de agua para uso industrial

El agua se usa ampliamente en varias aplicaciones de los procesos en la industria. Otros usos industriales importantes están en el agua de alimentación de las calderas y en el agua para enfriamiento. El tipo y grado de tratamiento del agua en estas aplicaciones depende del uso final. Por ejemplo, el agua de enfriamiento puede requerir solo un tratamiento mínimo; la eliminación de sustancias corrosivas y

solutos formadores de incrustaciones es esencial para el agua de alimentación de las calderas. Por otro lado, el agua que se emplea en el procesado o procesamiento de alimentos debe estar libre de patógenos y sustancias tóxicas. El tratamiento impropio del agua para uso industrial puede causar problemas como la corrosión, la formación de incrustaciones, la reducción de la transferencia de calor en los intercambiadores, la reducción del flujo del agua y la contaminación de productos. Estos efectos pueden causar la disminución de la productividad de los equipos o fallos en los mismos, el incremento de los costos energéticos debido a una utilización ineficaz del calor o el enfriamiento, el aumento en costos por bombeo de agua y el deterioro del producto.

En el diseño y la operación de una instalación de tratamiento de agua industrial deben tenerse en cuenta numerosos factores:

- El requerimiento del agua
- La cantidad y calidad de las fuentes de agua disponibles
- El uso secuencial del agua
- El reciclaje del agua
- Las normas de descarga

Antes del tratamiento, las aguas residuales industriales deben caracterizarse completamente determinando la biodegradabilidad de sus constituyentes.

En el tratamiento de las aguas residuales industriales se distinguen las siguientes etapas: pre-tratamiento, tratamientos primarios, secundarios y terciarios, utilizándose sólo los que sean de aplicación al proceso industrial concreto.

En el tratamiento primario se busca eliminar los metales, la materia suspendida no retenida en el pre-tratamiento por medio de la precipitación o sedimentación, con o sin reactivos, o por medio de diversos tipos de oxidación química.

En el tratamiento físico-químico (coagulación, floculación, adsorción en carbón activado y membranas, entre otros), utilizado usualmente en las industrias textiles para remoción de color de los efluentes, existe solamente transferencia de fases de los contaminantes y colorantes, sin resolver esencialmente el problema. En las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTARs) que utilizan sistemas biológicos, la presencia de compuestos recalcitrantes se convierte en un factor perjudicial. Los procesos biológicos generalmente no remueven elementos recalcitrantes y cuando están presentes, consiguen bajas reducciones de DQO y/o COD. Inclusive, en la mayoría de los casos, concentraciones altas de estos compuestos biorrefractarios pueden inhibir el rendimiento y ser tóxicas para la biota responsable por la remoción de los contaminantes, con diversas consecuencias y efectos negativos a los ecosistemas acuáticos.³²

Dos de las maneras principales de eliminar los desechos orgánicos es mediante el tratamiento biológico y el químico. Para el primero, pueden usarse sistemas anaerobios y aerobios, de biopelícula (Fig. 6).

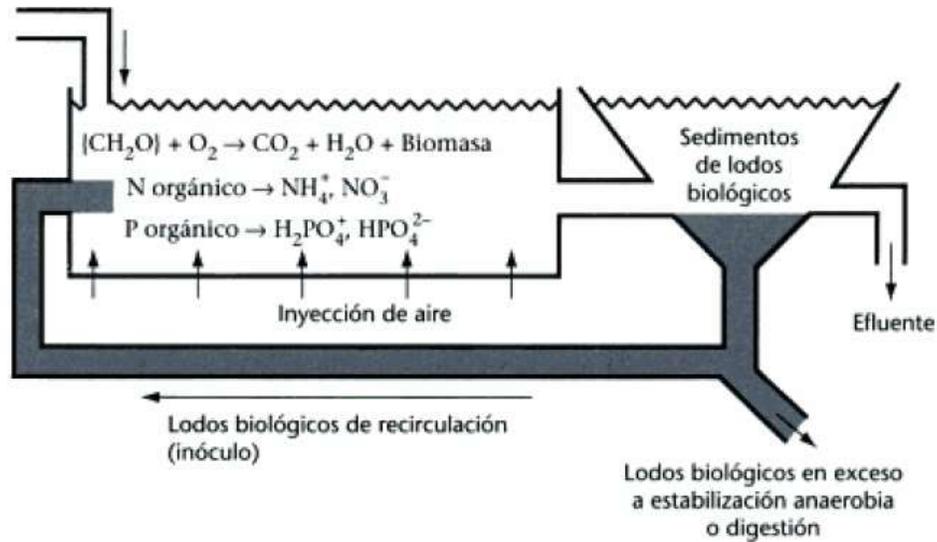


Figura 6. Proceso de lodos activados

Puede ser necesario adaptar los microorganismos a la degradación de constituyentes que normalmente no son biodegradables o que requieren muchas horas de adaptación para metabolizar ciertos contaminantes.³³ Deben considerarse la posible toxicidad de los lodos residuales por posibles contaminantes como metales disueltos.

IV. PARTE EXPERIMENTAL

La estrategia experimental de este proyecto de tesis se planteó en tres etapas que se derivan de la toma de muestra del agua residual generada en la empresa empacadora de pescado. En la primera etapa se evaluó la calidad del agua residual del proceso de empaclado de pescado por medio de mediciones de DQO, COT, NT, PT, etc. Además, se evaluó la biodegradabilidad de los contaminantes contenidos en dicha agua por medio de un modelo de sólidos; En la segunda etapa se determinaron las ventanas de coagulación-floculación (pZ vs pH) y en la tercera parte se correlacionaron los factores de pH , potencial zeta y concentración de polielectrolito para así evaluar el proceso de separación de MO en el agua residual de la empacadora de pescado midiendo turbidez, DQO, COT, NT y PT (Figura 7).

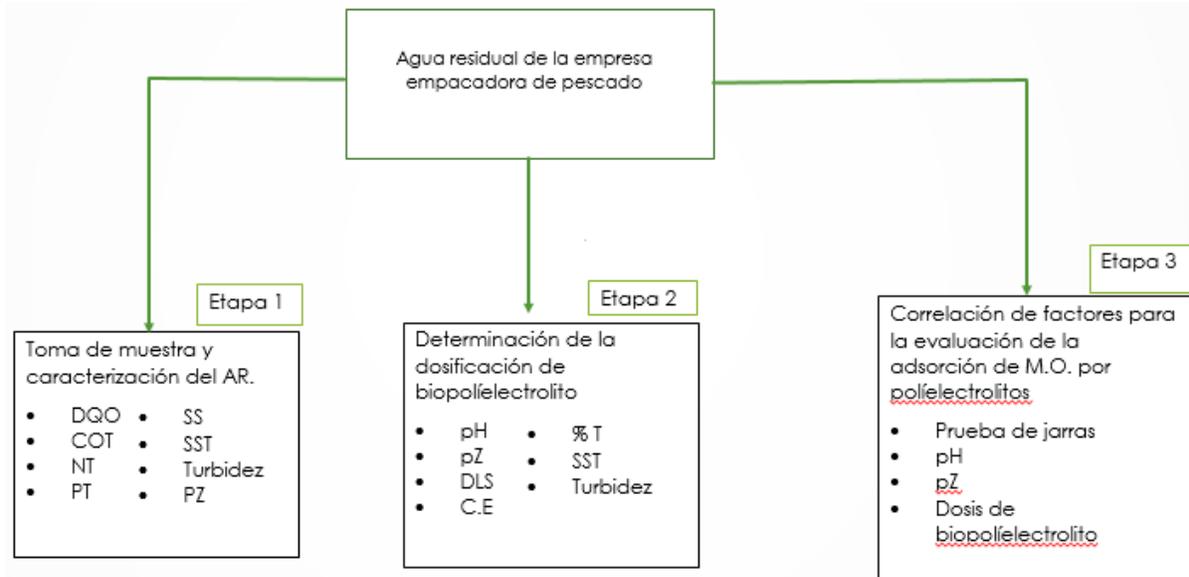


Figura 7. Diagrama de estrategias de trabajo en proyecto de tesis

4.1 Caracterización del agua residual

El análisis del agua se realizó semanalmente en el laboratorio de aguas del Instituto Tecnológico de Tijuana, las muestras se tomaron en la empresa empacadora de pescado de la región de Ensenada (Figura 8) y se resguardaron a 4 °C con la finalidad de que no cambiaran sus propiedades y así analizar sus parámetros físicos y químicos.

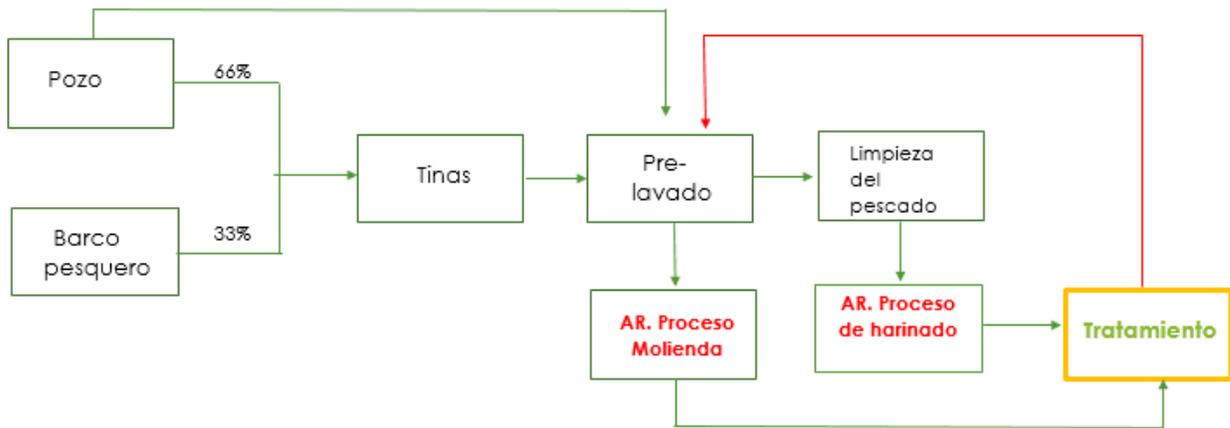


Figura 8. Diagrama de procesos de la empresa

Para la medición de pH se utilizó un potenciómetro HACH modelo HQ40d, con un electrodo de Ag/Cl/Ag y para la conductividad eléctrica, un electrodo de 4 polos intellical CDC401. Estas mediciones se realizaron insitu directamente a temperatura ambiente sin añadir ningún reactivo.

Por otro lado, para la determinación de sólidos se utilizará la metodología de la NMX-AA-034-SCFI-2015. De acuerdo con esta metodología se seleccionará el volumen con el que se trabajará de acuerdo a sus características. Las partículas filtradas serán secadas durante una hora como mínimo, hasta llegar a una masa constante y registrar los datos.

En el caso de las mediciones de DQO, COT, NT y PT se utilizara un equipo portátil DR-890 marca Hach.

4.1.1. Manipulación, toma de muestra y procesamiento de las muestras

El objetivo de la toma de muestras es la obtención de una porción de material cuyo volumen sea lo suficientemente pequeño como para que pueda ser transportado con facilidad y manipulado en el laboratorio sin que por ello deje de representar con exactitud al material de donde procede.

La toma de muestra debe realizarse con el debido cuidado, con el objetivo de garantizar que el resultado analítico represente la composición real. Entre los principales factores que influyen sobre los resultados analíticos se encuentran la presencia de materia suspendida, método elegido para la toma de muestra y los cambios físicos y químicos producidos por la conservación o aireación.

Es de suma importancia llevar un registro de todas las muestras recogidas e identificar cada una, preferiblemente pegando una etiqueta, en la cual debe constar de la siguiente información:

- Nombre del muestreador
- Fecha y hora
- Localización exacta
- Temperatura del agua
- Condiciones meteorológicas

En este proyecto las técnicas y criterios de muestreo con los que se trabajó provienen de la legislación mexicana en la cual existen dos tipos de normas: las

Normas Oficiales Mexicanas (NOM) y las Normas Mexicanas (NMX), además de tomar en cuenta la bibliografía denominada “Métodos normalizados para el análisis de agua potable y residuales”, la cual es aprobada por numerosos países alrededor del mundo.

De acuerdo con lo antes mencionado el muestreo del agua de pozo se realizó después de haber bombeado una cantidad suficiente como para asegurar que la muestra representa al agua de subsuelo, manteniendo una velocidad determinada para conseguir un descenso de nivel que permita determinar las zonas de donde proviene el aporte del pozo.

Por otro lado, en el caso del agua residual se tomaron muestras simples utilizando envases de plástico de politetrafluoretileno (TF3), debido que se sabe que la fuente es bastante constante en su composición durante un periodo de tiempo considerable, en estas circunstancias, dicha fuente está muy bien representada por una simple muestra de sondeo.

Teniendo en cuenta las variaciones aleatorias, tanto en los procedimientos analíticos como la presencia de distintos componentes en el lugar de la toma de muestra, la toma de una sola muestra puede resultar insuficiente para alcanzar el nivel de certidumbre deseado, es por ello que en base a las normas establecidas y a las horas de trabajo y descargas establecidas por la empresa el número de tomas que se realizaron se denotan en la siguiente (Tabla 3).

Tabla 4. Frecuencia de muestreo

Frecuencia de muestreo			
Horas por día que opera el proceso generador de la descarga	Numero de muestras simples	Intervalo entre tomas de muestras (horas)	
		Mínimo	Máximo
De 4 a 8	4	1	2
Mayor que 8 y hasta 12	4	2	3
Mayor que 12 y hasta 18	6	2	3

4.1.2. Límites máximos permisibles de contaminantes en descargas de aguas residuales y agua para reusó

El objetivo de este estudio es generar un proceso sustentable reusando el agua del proceso de aguas residuales de la empacadora de pescado, es por ello que en la tabla 4, se establecen los límites máximos permisibles de contaminantes presentes en el agua establecidos por la legislación mexicana.

Tabla 5. Límites máximos permisibles de contaminantes establecidos por la legislación mexicana

tipo de reusó	P.M/P.D		P.D.						NOM 127			
	NOM-003		NOM 001						NOM 127			
	Grasa y aceites mg/l	SS T mg/l	solidos sedimentables ml/l	Nitrógeno total mg/l	Fosforo total mg/l	pH	DQO	COT	Turbiedad UNT	Dureza Total mg/l (CaCO3)	solidos disueltos totales mg/l	sulfatos (SO4) mg/l
Servicio al público con contacto directo	15/18	20	2	60	30	6.5-8.5	-	-	4	500	1000	400
Servicio al público con contacto indirecto u ocasional	15/18	30										

4.2. Determinación de los parámetros de la calidad del agua

4.2.1. Sólidos sedimentables NMX-AA-004-SCFI-2013

La importancia en la medición de los sólidos sedimentables radica en que estos limitan el uso del agua cuando están presentes, ya que dicha agua no puede ser utilizada de forma directa por las industrias o plantas potabilizadoras, de ello se deriva el interés en la medición cuantitativa dicho parámetro.

Para el análisis de dicho parámetro se analizó un litro de agua el cual se agito con el fin de asegurar una distribución homogénea de solidos suspendidos a través de todo el cuerpo del líquido. Posteriormente a la agitación, se colocó el litro de muestra en un cono Imhoff, se dejó sedimentar por 45 min, una vez que transcurrió el tiempo se desprendieron solidos adheridos en las paredes del cono y se dejó en reposo por 15 min más, al observar que toda la materia había sedimentado, se registró el volumen de solidos sedimentables en mL/L.

4.2.2. Nitrógeno total (NT)

Se encendió y calentó e digestor a 105 °C, con ayuda de un embudo se agregó a los viales el contenido de un sobre de persulfato para nitrógeno total. Se agregó 0.5 mL de agua libre de materia orgánica en el caso del blanco y 0.5 mL de agua residual en el caso de las muestras, posteriormente se agitaron vigorosamente durante 30 segundo y se colocaron los viales en el digestor para calentarse durante 30 min. Se retiraron los viales del reactor y se dejaron enfriar hasta llegar a temperatura ambiente. Se abrió el programa 58 en el colorímetro para nitrógeno total y se adicionó el contenido de una bolsita de polvo reactivo A TN a cada vial. Se taparon y agitaron los viales por 15 segundos y se dejaron reaccionar durante tres minutos.

Posteriormente se adicionó el contenido de una bolsita de polvo reactivo B TN a cada vial. Se agitaron los viales por 15 segundos y se dejaron reaccionar por dos minutos. Seguidamente se adicionó 2 mL de la muestra digerida, tratada a un vial y 2 mL del blanco reactivo digerido, tratado al segundo vial reactivo C TN. Se taparon e invirtieron lentamente 10 veces para mezclar. Posteriormente se dejó reaccionar durante cinco minutos para posteriormente se colocará el vial reactivo C TN del blanco en el colorímetro y se calibró en 0.0 mg/L, seguidamente se registró la lectura del vial de la muestra en mg/L de nitrógeno total.

4.2.3. Fosforo total NMX-AA-029-SCFI-2010

Método molibdovanadato con digestión ácida de persulfato (0 a 100 mg/L PO_4^{3-}).

Se encendió el reactor y se calentó a 150 °C, se abrió el programa 87 en el colorímetro para la determinación de fósforo total. Se adicionó 5 mL de agua desionizada en un vial "N-tubo" para la prueba de fósforo total (blanco). Se adicionó en otro vial 5 mL de agua residual (muestra). Con ayuda de un embudo se adicionó el contenido de una bolsita de polvo reactivo de persulfato de potasio para fosfonato a cada vial. Se taparon y agitaron para disolver. Se colocaron los viales en el reactor y se calentaron por 30 minutos. Se removieron los viales del reactor y se dejaron enfriar hasta llegar a temperatura ambiente en una gradilla. Posteriormente se adicionó 0.5 mL del reactivo de molibdovanadato a cada vial, se taparon e invirtieron varias veces para mezclar. Se dejaron reacción durante siete minutos. Se colocó la celda del blanco en el colorímetro y se calibró en 0.0 mg/L. Seguidamente se colocó la celda de muestra en el colorímetro y se registró su lectura en mg/L de fósforo total.

4.2.4. Carbono Orgánico Total (COT)

Método directo rango alto (20-700 mg/L). Se encendió el reactor de digestión y se precalentó a 105 °C, se tomaron 10 mL de muestra en una probeta graduada y se vertieron en un matraz de 50 mL que contenía un agitador magnético. Se adicionaron 0.4 mL de solución amortiguadora de pH 2 y se colocó el matraz sobre una parrilla para agitarse a una velocidad moderada durante 10 min. Se tomaron y etiquetaron dos viales de digestión ácida de rango alto (muestra y blanco). Posteriormente se adicionó 3.0 mL de agua libre de materia orgánica en el vial del blanco y 3.0 mL de la muestra preparada en el vial de la muestra, y se agitaron. Se lavaron dos ampolletas de solución indicador azul con agua desionizada y se limpiaron con una toalla. Se colocaron apropiadamente las ampolletas dentro de los viales de digestión. Se taparon los viales y se colocaron en el reactor durante dos horas a 105 °C. Después de dos horas se retiraron los viales del reactor y se dejaron enfriar hasta llegar a temperatura ambiente sobre una gradilla. Se seleccionó el programa 115 para la determinación de COT de rango alto en el colorímetro. Se colocó el vial del blanco sobre la celda del colorímetro y se leyó como el blanco, posteriormente se colocó el vial de la muestra en la celda del colorímetro y se registró su lectura en mg/L de COT.

4.2.5. Demanda Química de Oxígeno (DQO) NMX-AA-030-SCFI-2011

En primer lugar se llevó a cabo la etapa de digestión de la muestra. Se tomaron 500 mL de muestra y se homogenizaron en una licuadora. Se encendió el reactor de digestión y se precalentó a 150 °C. Se destaparon dos viales del reactivo para DQO del rango 0-1500 mg/L. Manteniendo un vial en un ángulo de 45°, se adicionaron 2 mL de muestra homogenizada y en el otro se adicionaron 2 mL de agua desionizada

como el blanco. Se taparon los viales herméticamente, se lavaron sus lados con agua desionizada y se secaron con una toalla. Manteniendo los viales de la parte superior sobre el lavabo, se invirtieron gentilmente algunas veces para mezclar la disolución de reacción y posteriormente se colocaron en el reactor precalentado durante dos horas. Se apagó el reactor, se esperó alrededor de 20 min para que los viales se enfríen hasta 120 °C , se invirtieron algunas veces mientras los viales se mantenían calientes. Posteriormente se dejaron enfriar a temperatura ambiente. Se seleccionó el programa 17 para la determinación del DQO de rango 0-1500 mg/L en el colorímetro, se colocó el vial del blanco en la celda del colorímetro, se cubrió con la tapa del instrumento y se leyó como el blanco en 0.0 mg/L. Seguidamente se colocó el vial de la muestra en la celda del colorímetro y se registró su lectura en mg/L DQO.

4.2.6. Sólidos suspendidos (SST)

Se abrió el programa 94 en el colorímetro para la determinación de sólidos suspendidos. Se licuó 500 mL de muestra en una licuadora a una velocidad alta por dos minutos. Se vertió la muestra licuada en un vaso de 600 mL. Se llenó una celda de muestra con 25 mL de agua del grifo o agua desionizada (el blanco).

Se removieron las burbujas de aire en el agua por agitación o tocando el fondo de la celda en una tabla. Se colocó la celda del blanco en el colorímetro, y se calibró en 0.0 mg/L. Se agitó la muestra vigorosamente e inmediatamente se vertió 25 mL de la muestra licuada en una celda (muestra preparada), posteriormente se colocó en el colorímetro y se registró la lectura en mg/L de sólidos suspendidos.

4.2.7. Turbidez NMX-AA-038-SCFI-2001

Se abrió el programa 95 en el colorímetro para determinar la turbiedad. Se llenó una celda de muestra con 10 mL de agua desionizada (blanco), se colocó en el colorímetro y se calibró en 0 FAU. Posteriormente se llenó en otra celda de muestra con 10 mL de agua residual, se colocó en el colorímetro y se registró su lectura en FAU.

4.2. Potencial Z

Para medir el potencial zeta, se inyecta una pequeña cantidad de muestra en una celda que contiene dos electrodos que se utilizan para crear un campo eléctrico inducido. Una vez que se aplica el campo eléctrico, las partículas se mueven hacia el ánodo o el cátodo dependiendo de si las superficies están cargadas positiva o negativamente. La dirección del movimiento indica carga positiva frente a carga negativa. La velocidad del movimiento de las partículas se usa para calcular la magnitud de la carga.

4.4. Pruebas de jarras

La técnica de jarras se llevó a cabo con la finalidad de determinar las dosificaciones de biopolielectrolito entre otros parámetros. En ella se simuló los procesos de coagulación-floculación a nivel laboratorio. Su versatilidad radica en utilizar una serie de jarras al mismo tiempo con variaciones de velocidad de agitación (r.p.m).

En este proceso influyen factores químicos e hidráulicos. Entre estos tenemos:

- pH
- Temperatura

- Concentración de coagulante
- Secuencia de aplicación de sustancias
- Grado de agitación
- Tiempo de sedimentación

El pH desempeña un papel muy importante en el estudio de los fenómenos de coagulación-floculación, es así como una parte de la carga de las partículas coloidales que han absorbido iones OH^- , queda desestabilizada en la suspensión coloidal.

Debido a que la prueba de jarras es solo una simulación de proceso, es necesario mantener condiciones de operación como lo es la mezcla rápida, el cual tiene como objetivo crear turbulencia o movimiento necesario para crear el contacto necesario entre el biopolielectrolito y las partículas coloidales del agua, a modo de neutralizar sus cargas, desestabilizarlas y hacer que se aglomeren en un corto periodo de tiempo. El tiempo de la mezcla rápida depende directamente de la naturaleza del coagulante. Por ejemplo, los polímeros se distribuyen más lentamente que los iones metálicos debido a su longitud de cadena, por lo tanto, requerirán mayor tiempo o mayor gradiente de velocidad.

El tiempo y las rpm que se utilizan son de 1-3 min, 30-100 rpm.³⁵

Generalmente, el tiempo de mezcla lento no excede los 15 minutos. Ya que, un tiempo excesivo puede crear un calentamiento de la muestra originando una floculación más eficiente, pero a su vez una pobre sedimentación, ya que ocurre la liberación de gases disueltos en agua, formando burbujas que se adhieren a los flóculos y los hacen flotar.³⁴ en este proceso se recomienda de 3-15 min, 20-40 rpm,

por último, un reposo de 30 min, lo cual hará posible que los flóculos formados sedimenten.

4.5 Sistema de oxidación avanzada

Se seleccionó el proceso de UV/H₂O₂, dadas las ventajas que este ofrece. Este estuvo conformado por una cámara de recirculación de acero inoxidable de 10 cm de diámetro y 100 cm de largo. En su interior contenía la lámpara UV de vapor frío de 254 nm, encaquetada con cuarzo de grado óptico para garantizar una completa transmitancia (Figura 9).

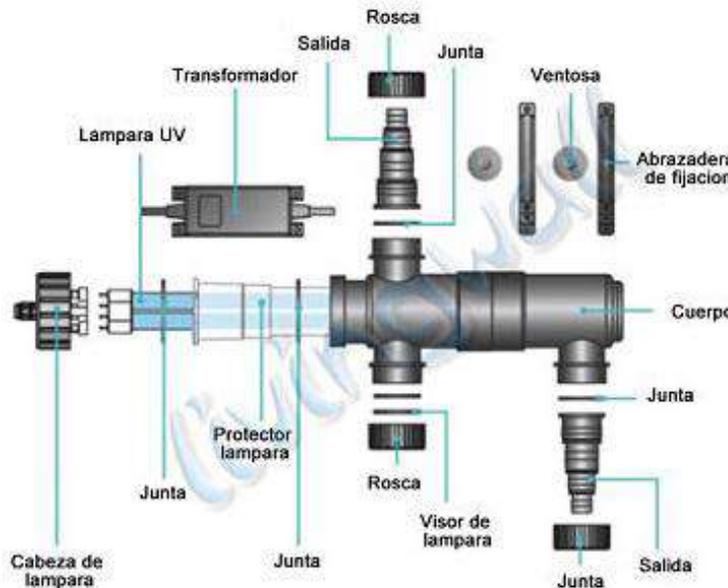


Figura 9. Diagrama de la composición de la cámara de irradiación UV.

Para la recirculación se utilizó una bomba peristáltica con un motor de 10 V, con la cual se realizó el mezclado del peróxido de hidrogeno.

Respecto a lo antes mencionado, la dosis de peróxido de hidrogeno fue de 1.75 g $\text{H}_2\text{O}_2/\text{g}$ DQO el cual se suministró en tres dosis. En cuanto a los tiempos de irradiación, este se evaluó como un factor, ya que se probaron distintos tiempos de irradiación UV.

V. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A continuación, se presentan los resultados obtenidos en todas las etapas del proyecto, que comprenden desde la caracterización del agua residual, hasta el análisis de los diferentes resultados de remoción en los sistemas de coagulación-floculación y UV-H₂O₂.

5.1. Selección de zonas estratégicas de muestreo

Teniendo en cuenta las variaciones aleatorias, se tomaron muestras simples utilizando envases de plástico de politetrafluoretileno (TF3), debido que se sabe que la fuente es bastante constante en su composición durante un periodo de tiempo considerable, en estas circunstancias, se seleccionaron puntos de muestreos estratégicos los cuales nos permitieron conocer la calidad del agua tanto a la entrada del proceso, la cual es abastecida de un pozo, como a la salida de los distintos procesos que se llevan a cabo en la empresa empacadora de pescado (Figura 10).

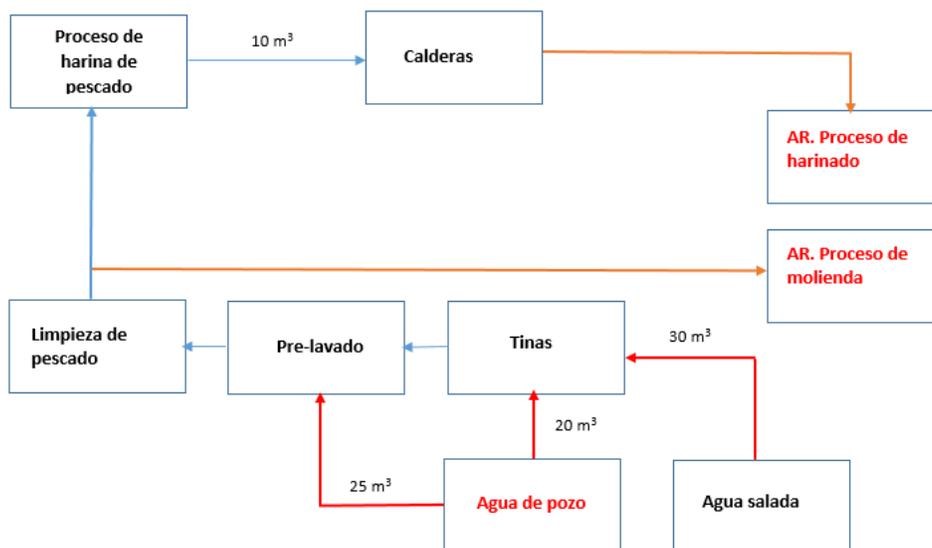


Figura 10. Diagrama de procesos de molinero y harina de pescado

5.2. Evaluación de la calidad del agua residual de la empacadora de pescado

La primera zona estratégica de muestreo se realizó a la entrada del proceso con un agua proveniente de pozo, tomando esto como referencia se evaluó la dureza total de esta agua con el fin de identificar la presencia de sales de los iones de calcio y magnesio los cuales son responsables de incrustaciones y pueden generar fallas y pérdidas de eficiencia en los procesos, en la tabla 5, se muestran los resultados los cuales nos indican que esta concentración de sales no generara ningún tipo de interferencias en los procesos industriales.

Tabla 6. Evaluación del contenido de sales minerales en agua de pozo

Dureza total		
Muestra	Rango bajo mg/L	Rango alto mg/L
PH 01/06/20	50	60
PH 05/06/20	50	60

Por otro lado, se midieron COT y DQO en las aguas residuales de cada proceso con el fin de cuantificar todo aquel carbono presente en la materia orgánica que se disuelve o se puede suspender en el agua y así, establecer la cantidad de oxígeno consumida en la oxidación química total de constituyentes orgánicos presentes en el agua por medio de los valores de DQO. Como complemento en la caracterización del agua residual también se evaluaron los parámetros de NT y PT los resultados se muestran en la siguiente tabla.

Tabla 7. Evaluación de la calidad del agua residual en proceso de molienda de pescado y harinado

Límites máximos permisibles				
DQO	COT	PT	NT	
mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	
150	-	20	40	
Parámetros de calidad del AR				
Muestras	DQO mg/L	COT mg/L	PT mg/L	NT mg/L
PH 01/06/20	24586	976.5	3250	1854
PH 05/06/20	23040	852	2620	368
Pm 01/06/20	23590	752	3017.5	751
PH 01/06/20	9454	217	3660	3241
PH 05/06/20	13170	276	5547.5	1187
Pm 01/06/20	11857	258	4467.5	659

Debido a que el agua residual sobre pasa los límites máximos permisibles de contaminantes en agua se debe realizar un tratamiento el cual reduzca el grado de contaminación, ya que, al tener un gran aporte de nutrientes esenciales para el crecimiento de organismos, como lo son el nitrógeno y el fosforo, estos pueden

estimular el crecimiento de macro y microorganismos fotosintéticos en cantidades nocivas lo cual desencadenaría un ambiente eutrófico en cuerpos de agua.

5.3. Determinación del comportamiento iónico de los biopolielectrolitos

Por otra parte, se midió el parámetro de potencia Z debido a que este está directamente relacionado con las propiedades iónicas de los sólidos disueltos presentes en el agua residual.

Las interfaces sólido/acuosas sufren una carga superficial dependiente del pH, es decir, tienden a tener una carga positiva a un pH ácido y una carga negativa a un pH básico. El signo y la magnitud de la carga superficial gobiernan la adsorción de especies iónicas en solución y las propiedades físicas de las dispersiones (por ejemplo, su estabilidad frente a la coagulación). Es por ello, que en el proceso de coagulación los sólidos en suspensión se desestabilizan variando el pH del agua y este tiende a cero cuando se acerca al punto isoeléctrico. Una simple variación de pH podría ser suficiente para estabilizar o desestabilizar a los sólidos que están disueltos en el agua. Por lo tanto, el valor de pH puede controlar tanto la densidad de carga del biopolielectrolito como la carga superficial de las partículas en suspensión (Figura 11).

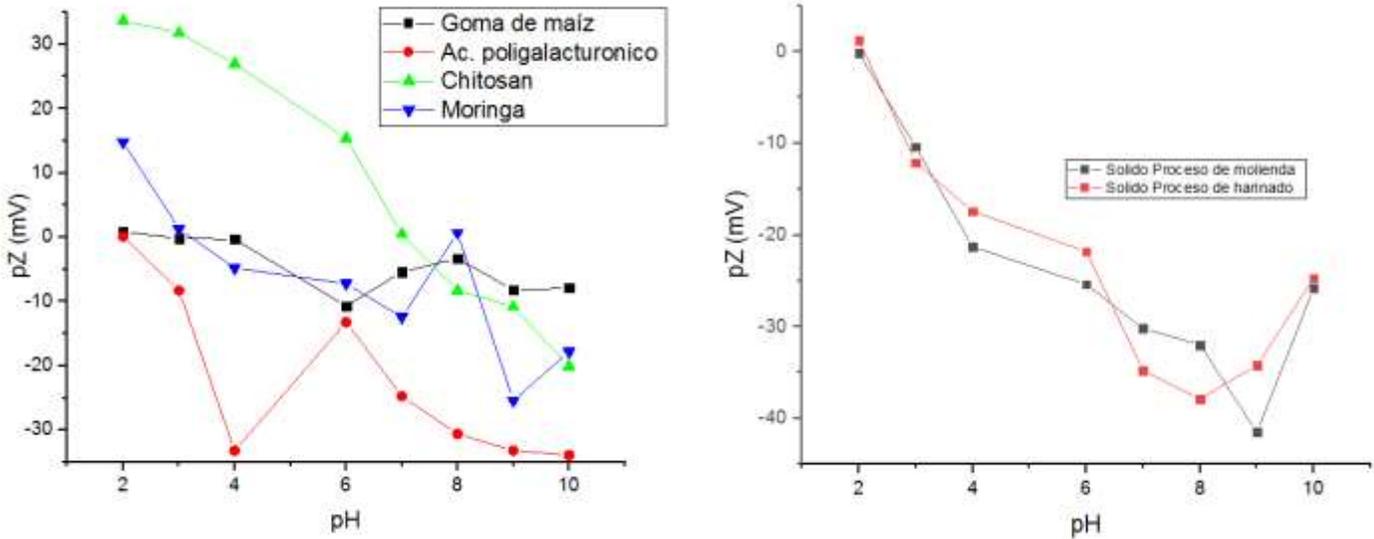


Figura 11. Comportamiento iónico de distintos polielectrolitos a diferentes pH

Se utilizó el equipo Litesizer para la medición de pZ y así conocer la densidad de carga tanto de los biopolielectrolitos como los sólidos del agua residual en suspensión y así, conocer su comportamiento catiónico o aniónico, es por ello, que el pH en solución se varió de 2 a 10, teniendo en cuenta el pH de agua residual cruda el cual se encuentra a pH 6, se observó un pZ de los sólidos de agua residual en -24 a pH 6, por otro lado se observó al quitosano con un potencial Z de 25 a pH 6, ya que, presenta valores positivos hacia las regiones ácidas esto debido a la protonación del grupo amino en la cadena polimérica. Estos valores confirman la alta densidad de carga del quitosano y nos indica que es el biopolielectrolito que en este caso trabajara como un buen coagulante-floculante al desestabilizar las partículas de signo contrario y formar aglomeraciones que precipiten por gravedad debido a su gran tamaño y alto peso.

5.4. Estudio de la influencia del biopolielectrolito en el fenómeno de agregación de partículas dispersas en agua residual a partir de un modelo de sólidos

La carga superficial tanto de los coagulantes como los coloides en el agua dependen del pH y su comportamiento tiene una gran influencia y rendimiento en los procesos de coagulación-floculación, es por ello, que se requieren medidas de pZ para caracterizar el sistema coloidal y comprender la repulsión y agregación entre partículas coloidales.

La estrategia de dosificación se determinó mediante la medición de pZ tanto de los coloides de materia orgánica como los de quitosano, y también mediante el valor de pH óptimo para llegar el punto isoeléctrico. El propósito de la dosis de quitosano es reducir la repulsión entre partículas neutralizando las partículas de materia orgánica cargadas negativamente.

En general, la zona de electro-neutralidad para el sistema quitosano-materia orgánica está por debajo de pH 6 como se observa en la figura 12, trabajar a ese pH mejora la eficiencia del proceso de coagulación-floculación, ya que, el quitosano logra una mayor densidad de carga en medio ácido por lo tanto se puede disminuir su concentración.



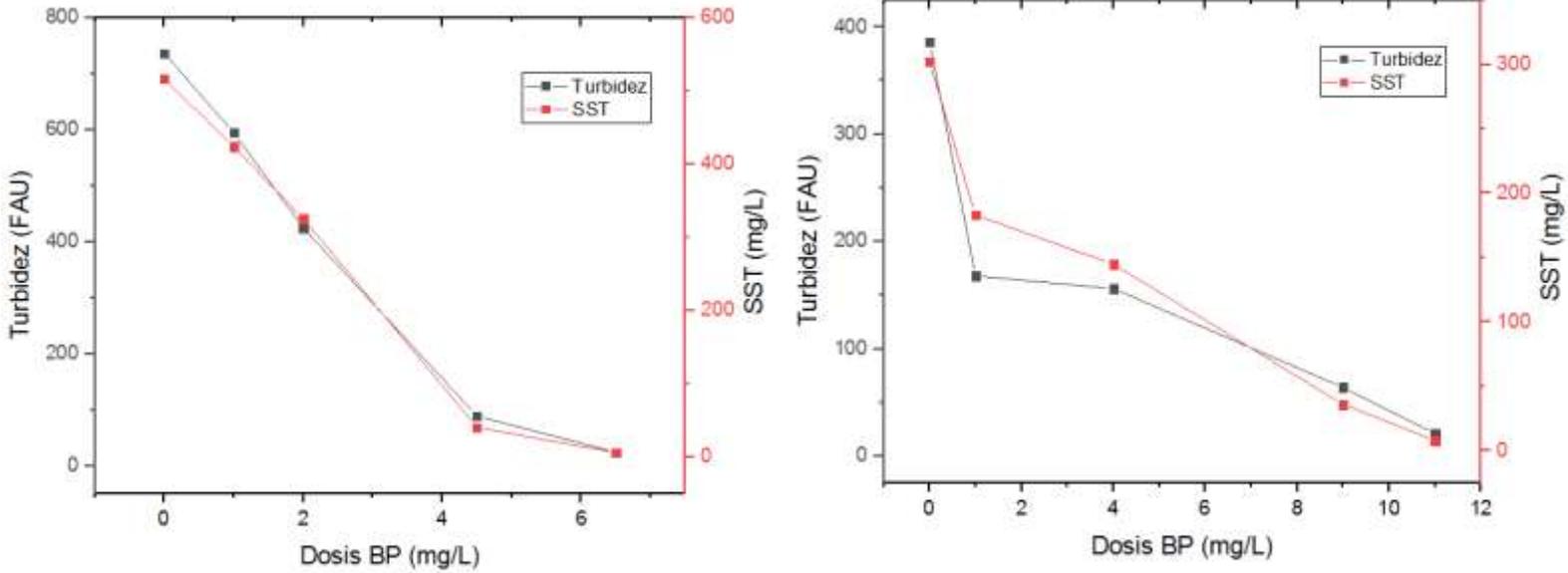


Figura 12. Efecto de la dosificación de quitosano en la eficiencia de remoción de turbidez. A) Proceso de molienda de pescado B) Proceso de harinado.

La mejor clarificación del agua residual fue a pH 5.9, a este pH las cargas positivas en el quitosano conducen a un incremento en el diámetro hidrodinámico (D_h), debido a la repulsión entre el grupo amino protonado intramolecular y esto es beneficioso en el efecto de la dosificación en la eficiencia de remoción de turbidez. Además, a este pH el sistema alcanza el máximo contacto superficial entre el quitosano y la materia orgánica en el agua residual.³⁶

La dosis óptima de quitosano fue de 10 ppm, obteniendo con esto una eficiencia de remoción de turbidez alrededor de 97% a esta dosis, las cargas superficiales de las partículas de materia orgánica fueron neutralizadas por moléculas de quitosano dando como resultado un valor de pZ cercano a cero.

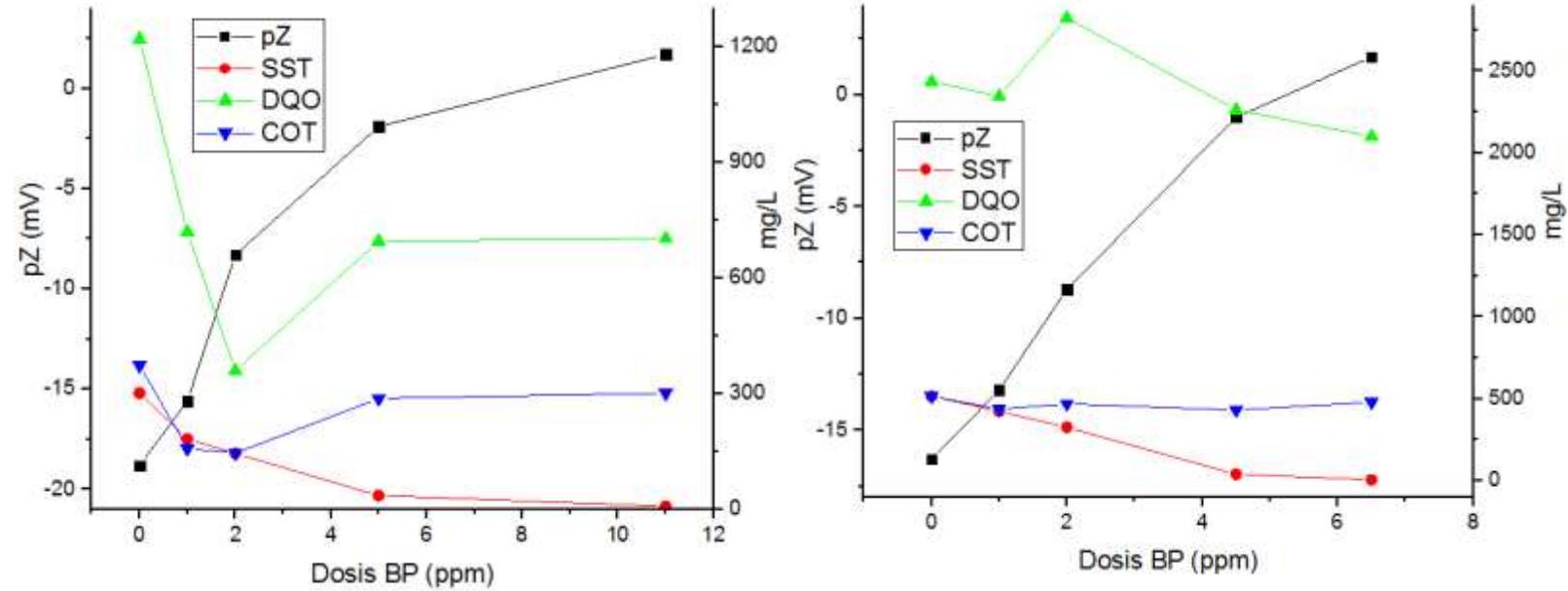


Figura 13. Potencial Z y evaluación de parámetros de calidad del agua en función de la dosis de quitosano en pruebas de micro jarras. A) Proceso de molienda de pescado B) Proceso de harinado.

El rendimiento del proceso de coagulación-floculación se evaluó con diferentes parámetros como lo son DQO, COT y SST. Además, de evaluar diferentes dosis de polímero a través de perfiles de pZ y pH (Figura 13).

La electro-neutralidad ocurre a un $pZ = 0.7$ a $pH = 5.9$ y requirió una dosis de 10 ppm de quitosano. En este punto, se observó la turbidez más baja en el sobrenadante (6 FAU) a comparación con la turbidez original (317 FAU), en la suspensión del agua residual a temperatura ambiente. Además, se puede observar que la formación de flóculos es de mayor calidad cuando se alcanza el punto

isoeléctrico. Sin embargo, una alta dosis de biopolielectrolito promueve una re estabilización de coloides por fuerzas de repulsión entre partículas.³⁷

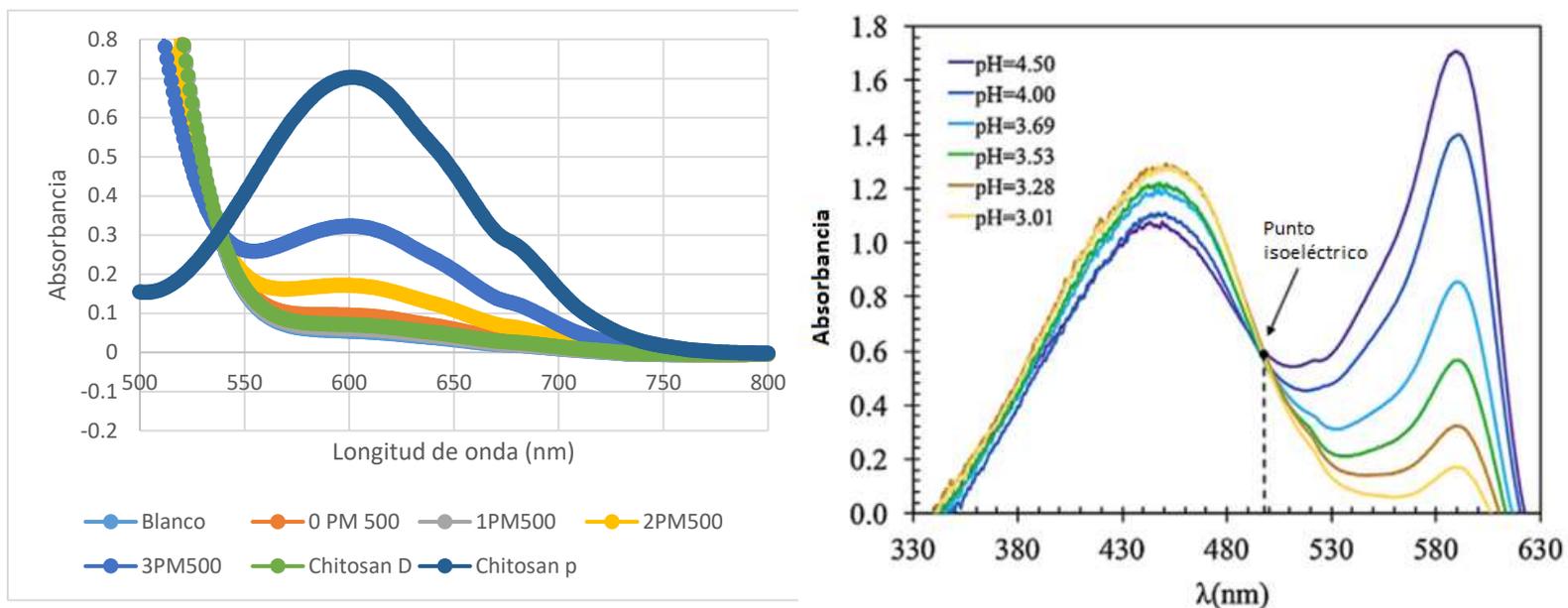


Figura 14. Espectros de absorción de ácido acético a distintos valores de pH

En base a los parámetros de calidad del agua evaluados, se observó cómo disminuyen tanto los valores de turbidez como los sólidos suspendidos totales conforme se aumenta la concentración de quitosano, en base a esto, se esperaría un decremento de los parámetros de DQO y COT, ya que, estos parámetros cuantifican todo aquel carbono orgánico disuelto y la cantidad de oxígeno necesaria en la degradación de materia orgánica la cual se midió de acuerdo a la norma NMX-AA-030-2-SCFI-2011, en la cual se correlaciona la cantidad de dicromato utilizada en la oxidación de la muestra y se determina midiendo la absorbancia del cromo (III) a una longitud de onda de 600 ± 20 nm. Analizando estos valores, se llegó a la conclusión que ocurría una interferencia generada por el ácido acético, como se muestra en la figura 14, en los espectros de absorción de ácido acético acuoso a

diferentes pH, se observó un punto isobéptico a 498 nm y un pico ácido a 450 nm, mientras que el pico básico corresponde a 590 nm. Entonces, la relación de absorbancias en estas longitudes de onda (A_{450}/A_{590}) se correlaciona con las concentraciones de iones hidronio (H_3O^+).³⁸

5.5. Estudio de la influencia del biopolielectrolito en el fenómeno de agregación de partículas dispersas en agua residual real

El tamaño de las partículas influye en muchas propiedades de los materiales particulados y es un indicador valioso de su calidad y rendimiento. Las partículas más grandes y esféricas fluirán más fácilmente que las pequeñas, pero las partículas más pequeñas se disuelven más rápidamente y dan lugar a viscosidades de suspensión más altas que las partículas grandes. Los tamaños de partícula más pequeños y una carga superficial alta (potencial zeta), típicamente mejoran la estabilidad de las partículas en solución.

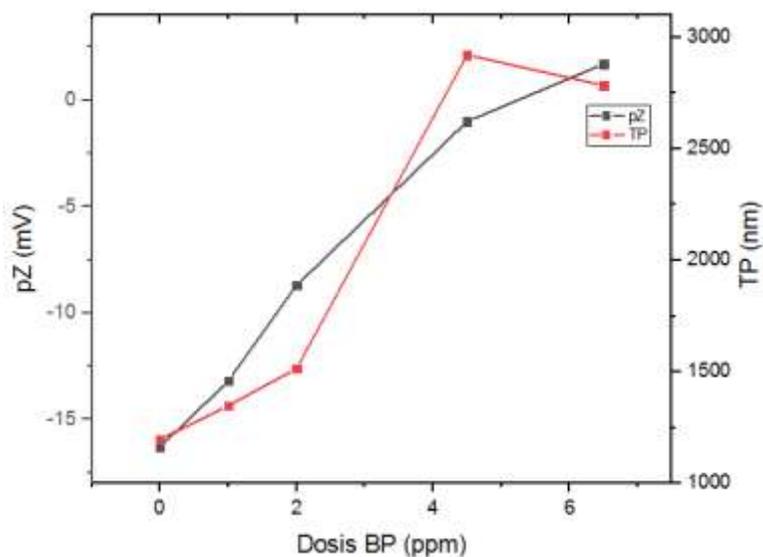


Figura 15. Efecto de la dosificación del quitosano en el tamaño de partícula y potencial Z

Para la medición del tamaño de partícula se utilizó la técnica de dispersión de luz dinámica (DLS), la cual nos indica el valor medio de la distribución de intensidad llamado el “promedio Z” y el índice de polidispersidad con el cual se describe el ancho de la distribución. Como se puede observar en la figura 15, a medida que se aumenta la dosis de quitosano aumenta el tamaño de las partículas en solución por la adsorción de materia orgánica por los grupos funcionales activos del quitosano y a su vez se observa la disminución del potencial Z lo que indica que el sistema esta inestable y que este mismo a su vez al ir incrementando la dosis llegara al punto isoeléctrico generando una electroneutralidad en el sistema, por lo tanto, los sólidos suspendidos por acción de la gravedad y su propio peso sedimentaran.

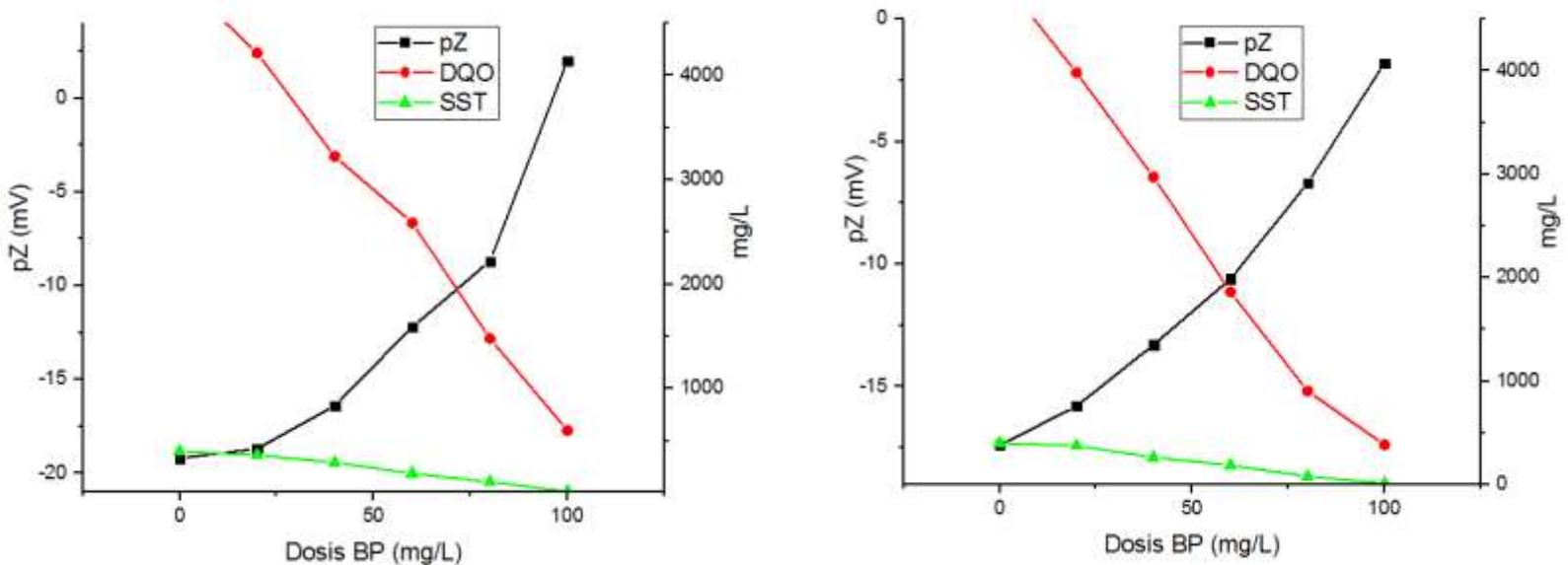


Figura 16. Potencial Z y evaluación de parámetros de calidad del agua en función de la dosis de quitosano en pruebas de jarras.

A) Proceso de molienda de pescado B) Proceso de harinado

El rendimiento del proceso de coagulación-floculación se evaluó con diferentes parámetros como lo son DQO, COT y SST. Además, se evaluó diferentes dosis de polímero a través de perfiles de pZ y pH (Figura 16).

La electro-neutralidad ocurre a un pZ = - 0.3 a pH = 5.7 y requirió una dosis de 100 ppm de quitosano. En este punto, se observó la turbidez más baja en el sobrenadante (4 FAU) a comparación con la turbidez original (369 FAU), en la suspensión del agua residual a temperatura ambiente. Además, se puede observar que la formación de flóculos es de mayor calidad cuando se alcanza el punto isoeléctrico. Dado las interferencias del ácido acético en la medida de la DQO, esta vez se optó por el procedimiento del permanganato de potasio (KMnO_4), en la cual se adiciona una cantidad conocida de KMnO_4 el cual se valora con un patrón primario de oxalato de calcio. El exceso de KMnO_4 reacciona con el oxalato en exceso y finalmente, el exceso de oxalato se valora con el permanganato y esta reacción se llevó a cabo a temperatura elevada para acelerar el proceso, obteniendo un proceso de coagulación-floculación eficiente removiendo un total de 93% de la DQO total y 100% de sólidos suspendidos totales.

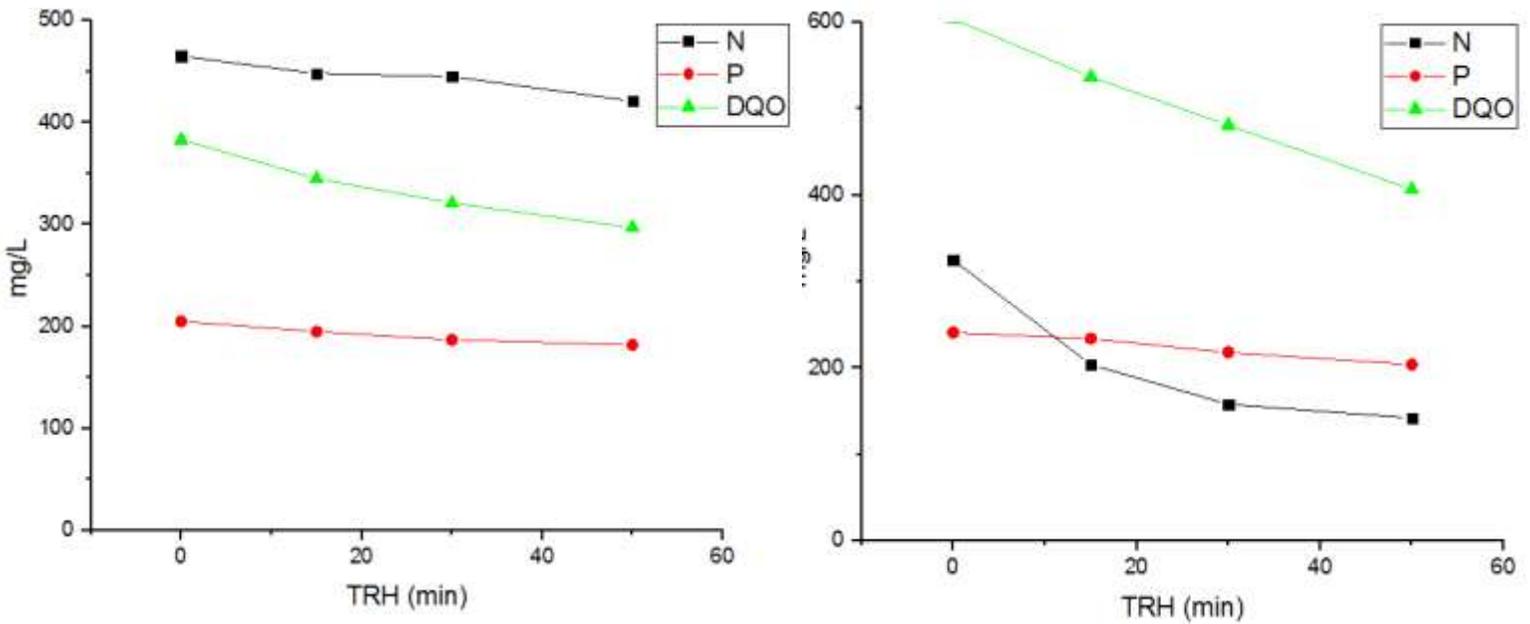


Figura 17. Remoción de contaminantes en el agua residual en función del tiempo de irradiación UV. A) Proceso de molienda de pescado B) Proceso de harinado

Por otro lado, se evaluó un sistema UV-H₂O₂ para evaluar tanto la remoción de DQO, NT y PT, como se puede observar en la figura 17, la cual indica la concentración de los parámetros antes mencionados en función de la interacción de todos los niveles de los factores evaluados (TRH y dosis de H₂O₂), siendo estos factores los que influyen en la remoción de los distintos parámetros por ser la variable respuesta.

Se evaluaron diferentes tiempos de irradiación UV y dosis de H₂O₂, con lo cual se obtuvo una eficiencia de remoción de DQO de 15%, pero no se observó un decremento significativo en los parámetros de NT y PT, con esto se llegó a la conclusión de que la materia orgánica presente en el agua residual en este caso

nitrógeno y fosforo en su mayoría solo se está oxidando en nitratos y fosfatos impidiendo que disminuya la DQO por presencia de estos mismos en la solución.

5.6. Resultados de la evaluación de la calidad del agua residual de la empacadora de pescado

El principal objetivo de la coagulación floculación al ser un tratamiento primario en las aguas residuales es eliminar los sólidos en suspensión presentes en el agua como se observa en la tabla 7, al realizar una buena dosificación de polielectrolitos la eficiencia de remoción puede llegar a ser del 100%, aunado a esto, al sedimentar gran parte de la materia orgánica presente decrecerán gran parte de la DQO y COT, ya que, se ve reducido en número gran parte del carbono orgánico disuelto presente en la materia orgánica disuelta del agua residual, al ser un tratamiento primario el proceso de coagulación-floculación necesita ser acoplado a un tratamiento secundario el cual mejore la calidad del efluente. Debido que, por medio del proceso de coagulación-floculación no se logró remover gran parte de nitrógeno y fosforo presentes en el agua residual y estos han ser desechado generaran ambientes eutróficos por los excesos de nutrientes en el medio.

Tabla 8. Evaluación de la calidad del agua residual tratada por procesos de coagulación-floculación y UV-H₂O₂

parámetros de calidad	AR. Cruda	AR. Solido sedimentable	AR. Proceso coagulación-floculación	% remoción de contaminantes	UV-H ₂ O ₂	% remoción de contaminantes
DQO	12800	4920	385	92	297	94
COT	2394	976	198	76	162	83
NT	1854	574	370	35	354	39
PT	1620	487	164	66	149	70
SST	579	397	0	100	0	100
Turbidez	595	405	0	100	0	100



VI. CONCLUSIONES

En base a los resultados obtenidos, después de realizar la metodología experimental se llega a las siguientes conclusiones:

- Para que el tratamiento de aguas residuales que contienen materia orgánica en suspensión como es el caso de una empacadora de pescado sea efectivo, es necesario conocer tanto las propiedades químicas y físicas de los sólidos suspendidos y del agua a tratar.
- Los sólidos suspendidos separados por un proceso de secado conservan las propiedades de los sólidos suspendidos presentes en el agua residual cruda como se evidencio en los perfiles de pZ vs pH.
- De los biopolielectrolitos estudiados: Quitosano, Ac. Galacturonico, Goma de maíz y moringa. El Quitosano sobresale en soluciones acidas, y su densidad de carga a lo largo de la cadena está relacionada en función de pH según se observó en los perfiles de pZ vs pH.
- Según la relación estructura-actividad del quitosano, el aumento de grupos funcionales activos como los grupos amino es clave para mejorar la adsorción de materia orgánica.
- La adición de quitosano al agua residual con alto contenido de materia orgánica (empacadora de pescado), desencadena una serie de procesos que inicia con la hidrólisis del quitosano, seguida de la desestabilización de las partículas por simple adsorción específica de los productos de hidrólisis y finalmente la sedimentación y separación de la materia orgánica del agua, cabe destacar que el comportamiento catiónico de las cadenas del quitosano

permite una mejor interacción entre las partículas suspendidas y el propio quitosano.

- A partir de las pruebas de jarras se puede establecer que los procesos de coagulación-floculación a pH inferior a 6 se logra una dosis óptima de coagulante de 100 ppm, eliminando por completo sólidos suspendidos totales y turbidez presente en el agua residual.
- Debido a que la prueba de jarras es una simulación del proceso de separación de sólidos suspendidos, es necesario mantener condiciones operacionales que existen en el proceso industrial como el gradiente hidráulico, tiempo de mezcla y tiempos de dosificación.
- En cuanto al efecto físico del proceso de coagulación-floculación, se establece que a medida que se aumenta la dosis de quitosano aumenta el tamaño de las partículas en solución. Este efecto se acompaña de la adsorción de materia orgánica a los grupos funcionales activos del quitosano lo que se confirma por disminución del potencial Z (punto isoeléctrico).
- Durante las mediciones de DQO (procedimiento establecido por la norma NMX-AA-030-2-SCFI-2011, en la cual se mide a 600 ± 20 nm) se generan interferencias en las mediciones por parte del ácido acético proveniente de la disolución de quitosano, debido la relación de absorbancias en estas longitudes de onda (A_{450}/A_{590}) que se correlaciona con las concentraciones de iones hidronio (H_3O^+). Por lo tanto, se de utilizar el método de permanganato de potasio ($KMnO_4$) para medir DQO para evaluar la efectividad del tratamiento.

- El agua tratada por el proceso de UV/H₂O₂ no presenta degradación de nutrientes como nitrógeno y fosforo, esto se debe a que estos agentes solo se oxidan y están presentes como nitratos y fosfatos, por lo tanto, el desecho de esta agua residual podría desencadenar un ambiente eutrófico en el cuerpo de agua que sea dispuesto.
- Los valores de remoción de Turbidez y Solidos suspendidos totales demuestran una adsorción eficiente de materia orgánica por parte de los grupos amino protonados del quitosano.
- Un proceso coagulación-floculación bien sustentado por el seguimiento de pZ y tamaño de partícula, puede resultar en un proceso sustentable para la remoción de altas cantidades de materia orgánica.
- Un riesgo que se corre al utilizar una mala dosificación de biopolielectrolitos generara una re suspensión en los sólidos y elevara gastos de operación.

VII. REFERENCIAS

- (1) Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) (2009), Situación del subsector agua potable, alcantarillado y saneamiento. Edición 2009, México, SEMARNAT, 167p.
- (2) Conagua, Semarnat. *Estadísticas del Agua en México. Edición 2013*. México. 2014.
- (3) Jiménez, B.; J.C. Durán, J. M.; Méndez, C. *Calidad*. En: Jiménez C., M.L. Torregrosa y L. Aboites (Eds.). *El Agua en México: cauces y encauces*. AMC-Conagua. México. 2014
- (4) Acosta-Zamorano, D.; Macías-Carranza, V; Mensoza-Espinosa, L.; Cabello-pasini, A. *Agrociencia* **2013**, 47, 767-779
- (5) Sierra C. F. M. cibercita. En: El reuso del agua. Página virtual cuidodelagua, <http://www.cuidoelagua.org/empapate/usoeficiente/lineamorada8.html> ,2019.
- (6) Edeline, F. *Tratamiento fisicoquímico del Agua*; Red Hen Press: California, 1997; p 158.
- (7) Bartram, Jamie, Thyssen, Niels, Gowers, Alison, Pond, Kathy, Lack, Tim. 2002. *Water and Health in Europe*. World Health Organisation, Ginebra, Suiza
- (8) Fellenberg, Gunter, Wier, Allan. 2000. *The chemistry of pollution*. 3ª ed., John Wiley & sons, Nueva York, EEUUA.

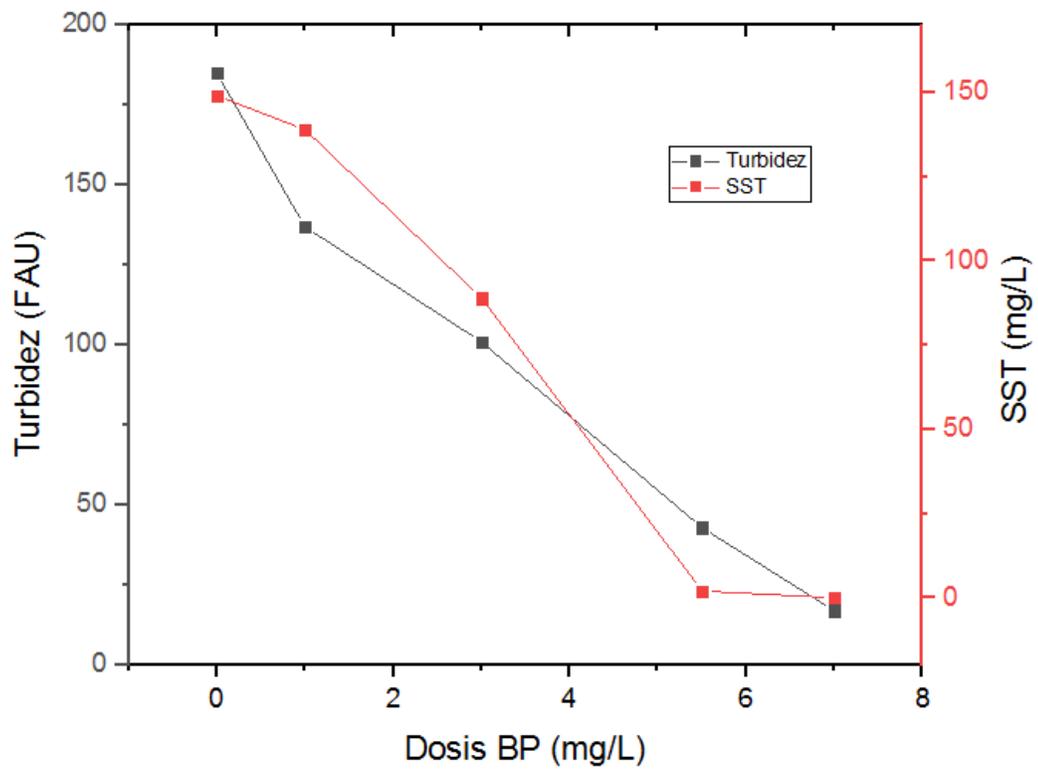
- (9) Ramos M. A. (2015). Análisis hidrológico e hidráulico embalse La Copa, municipio de Toca, departamento de Boyacá. Informe técnico. INCODER – Tunja: Gobernación de Boyacá.
- (10) Kaluarachchi, Jagath J. 2001. *Groundwater Contamination by Organic Pollutant: Analysis and Remediation*. American Society of Civil Engineers, Enero. Reston, VA, EEUUA.
- (11). Chiou, Cary T. *Partition and Adsorption of Organic Contaminants in Environmental Systems*. John Wiley & Sons, Nueva York, 2002; P89.
- (12) Hemond, Harold F., Fechner-levy, Elizabeth J. “Surface Waters”. En *Chemical Fate Transport in the Environment*. Cap. 2. Academic Press: San Diego, 2000; pp, 67-196.
- (13) Manahan, S.F. *Environment Chemistry*. Lewis Publishers. 7^a ed. Boca Raton, FL, 2014; pp 111-117.
- (14) Benjamin, Mark M. *Water Chemistry*, McGraw-Hill, Nueva York, 2002.
- (15) Painter, Cvetkovic, V; Pickett, D., Turner, D.R. “Significance of Kinetics for Sorption on Inorganic Colloids: Modeling and Experiment Interpretation Issues”. *Environmental Science and Technology*. **2002**, 36, 5369-5375.
- (16) Wang, s.; Liu, C.; Li, Q. Impact of polymer Flocculants on Coagulation-Microfiltration of Surface Water. *Water Res.* **2013**, 47, 4538-4546
- (17) Findlay, Stuart E.G., Robert I., Sinsabaugh, Eds. *Aquatic Ecosystem: Interactivity of Dissolved Organic Matter*, Academic Press, San Diego, CA, 2003.

- (18) Pokhrel, D.; Viraraghavan, T. *Science of the Total Environment* 2004, 333, 37-58.
- (19) Ghabbour, Elham A., Davies, Geoffrey, Eds. 2003. Humic substances: Nature's most versatile materials, Garland Publishing, Nueva York, EEUUA.
- (20) Jesen, James N. 2003. A Problem-Solving Approach to Aquatic Chemistry. Wiley, Nueva York, EEUUA.
- (21) Polevoy, Savely. 2003. Water Science and Engineering. Krieger Publishing, Melbourne, FL, EEUUA.
- (22) Wetzel, Robert G. 2001. *Limnology: Lake and River Ecosystems*. 3^a ed., Academic Press, San Diego, CA, EEUUA.
- (23) Carmona, M.; Khemis, M.; Leclerc, J.P.; Lapique, F. *Chem. Eng. Sci.* **61** (2006) 1233.
- (24) Emamjomeh, M.M.; Sivakumar, M. *J. Hazard. Mater. B.* **131** (2006) 118.
- (25) A. A. Antipov, G. B. Sukhorukov, *Adv. Colloid Interface Sci.* **2004** 111, 49-61.
- (26) Stuart, M.; Lapworth, D.; Crne, E.; Hart, A. Review of Risk Potential Emerging Contaminants in UK Groundwater. *Sci. Total Environ.* **2012**, 416, 1-21.
- (27) López-Maldonado EA, Oropeza-Guzman MT, Jurado-Baizaval JL, Ochoa-Terán A.
Coagulation–flocculation mechanisms in wastewater treatment plants through zeta potential measurements. *Journal of Hazardous Materials* **2014**; 279: 1–10.

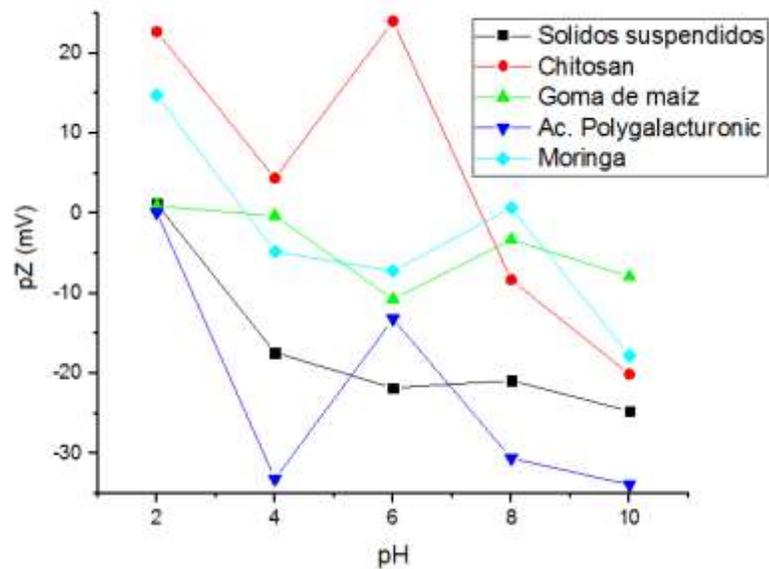
- (28) Bolto B, Gregory J. Organic polyelectrolytes in water treatment. *Water Research* 2007; 41: 2301–2324.
- (29) S. Moya, L. Daehne, A. Voigt, S. Leporatti, E. Donath, H. Mbhwald, *Colloids and Surfaces Aspects*, **2001**, 183, 27-40.
- (30) Teixeira, C. P.; Jardim, W. F. *Processos Oxidativos Avançados Conceitos Teóricos*. Caderno Temático. Universidade Estadual de Campinas. Campinas. SP. 2014. pp.1-83.
- (31) Mocchiutti, P; Zanuttini, M. A. *BioResources* **2007**, 3, 399-407.
- (32) Feng, X.; Leduc, M.; Pelton, R. *Colloids and Surfaces A: Physicochem. Eng. Aspects* **2008**, 317, 535-542.
- (33) Chen, X.; Chen, G.; Yue, P.L. *Chem. Eng. Sci.* **57** (2002) 2449.
- (34) Sze, A., Erickson, D., Ren, L. and Li, D., Zetapotential measurement using the Smoluchowski equation and the slope of the current-time relationship in electroosmotic flow, *Journal of colloid and interface science*, 261, pp. 402-410, 2003.
- (35) Marquez, C. Eduardo. Uso de floculantes nacionales en la potabilización de aguas superficiales, *Revista ingeniería hidráulica*, Vol.XV, No.2,1994
- (36) Suarez, K; Ponce, S; Lopez, T, Eco-friendly innovation for najayote coagulation-floculation process using chitosan: evaluation through zeta potencial measurements. *J. Chemical Engineering.* **2014**, 536-542.

- (37) E.A. Lopez, M.T. Oropeza, J.L. Jurado, A. Ochoa, Coagulation–flocculation mechanisms in wastewater treatment plants through zeta potential measurements, *J. Hazard. Mater.* 279, **2014** 1–10.
- (38) Pardo, C; Bolaños, G, Solubility of chitosan in aqueous acetic acid and pressurized carbón dioxide-water: experimental equilibrium and solubilization kinetics, *J. supercritical fluids*, **2019**, 63.74.

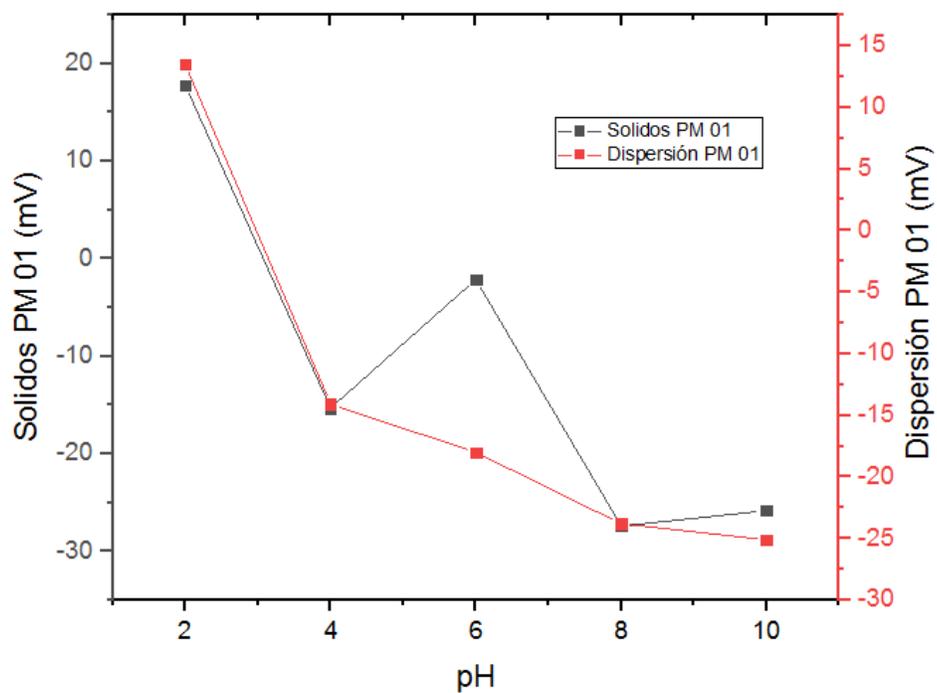
VIII. ANEXOS



Anexo 1. Efecto de la dosificación en la remoción de contaminantes.



Anexo 2. Comparación del comportamiento ionico de BP a distintos pH.



Anexo 3. Comparación del comportamiento iónico entre solidos disueltos y solidos sedimentables.