



Universidad Católica de Santa María

Facultad de Arquitectura e Ingenierías Civil y del Ambiente
Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental

**Eficiencia del quitosano y policloruro de aluminio en la remoción turbidez y
sólidos suspendidos totales en aguas residuales municipales de la ciudad de
Puno**

Tesis presentada por:

Sanizo Quiroz, Franco Enmanuel

ORCID: 0009-0001-5428-5297

Rodriguez Yauri, Stephani Dennis

ORCID: 0000-0002-0406-8796

para optar el Título Profesional de Ingeniero Ambiental

Asesor (a):

Dr. Colina Andrade, Gilberto de Jesús

ORCID: 0000-0002-6623-0760

Arequipa- Perú

2026

UNIVERSIDAD CATÓLICA DE SANTA MARÍA

INGENIERIA AMBIENTAL

TITULACIÓN CON TESIS

DICTAMEN APROBACIÓN DE BORRADOR

Arequipa, 27 de Marzo del 2026

Dictamen: 011379-C-EPIA-2026

Visto el borrador del expediente 011379, presentado por:

2016203891 - SANIZO QUIROZ FRANCO ENMANUEL

2016201842 - RODRIGUEZ YAURI STEPHANI DENNIS

Titulado:

**EFICIENCIA DEL QUITOSANO Y POLICLORURO DE ALUMINIO EN LA REMOCIÓN TURBIDEZ Y
SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES EN AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES DE LA CIUDAD DE
PUNO**

Nuestro dictamen es:

APROBADO

Titulo Profesional/Titulo de Segunda Especialidad/Grado Académico a optar:

INGENIERO AMBIENTAL

**29727348 - LAZARTE ARREDONDO SONIA
DICTAMINADOR**



**29611452 - ARENAZAS RODRIGUEZ ARMANDO JACINTO
DICTAMINADOR**



**43606549 - CARDENAS PILLCO BERLY EDINSSON
DICTAMINADOR**



EFICIENCIA DEL QUITOSANO Y POLICLORURO DE ALUMINIO EN LA REMOCIÓN TURBIDEZ Y SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES EN AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES DE LA CIUDAD DE PUNO

INFORME DE ORIGINALIDAD

6%

INDICE DE SIMILITUD

7%

FUENTES DE INTERNET

1%

PUBLICACIONES

2%

TRABAJOS DEL ESTUDIANTE

FUENTES PRIMARIAS

1

repositorio.unsa.edu.pe

Fuente de Internet

2%

2

hdl.handle.net

Fuente de Internet

2%

3

dspace.unitru.edu.pe

Fuente de Internet

1%

4

pure.udem.edu.mx

Fuente de Internet

1%

5

repositorio.cientifica.edu.pe

Fuente de Internet

1%

Excluir citas

Apagado

Excluir coincidencias

< 1%

Excluir bibliografía

Apagado

Dedicatoria

En primer lugar, dedico este trabajo a mi madre que está en el cielo, por darme la fortaleza, sabiduría y motivación para obtener el título profesional de ingeniero ambiental. Asimismo, a toda mi familia la cual fue el sostén en todos estos años, por darme su apoyo, paciencia y comprensión para poder lograr mi formación como persona y profesional. Finalmente, dedico este logro a todas las personas que me acompañaron y creyeron en mí para lograr este desafío, y al universo por permitirme llegar hasta este momento y lograr esta meta.

Franco Enmanuel Sanizo Quiroz

Dedico el presente trabajo, en primer lugar, a Dios, por brindarme fortaleza, salud y su amor a través de la naturaleza.

A mis padres Leopoldo y Liliana, por su amor incondicional y su sólido sostén en mi formación profesional, además de ser ejemplo de superación, constancia y resiliencia.

A mis hermanos Miguel y Magaly, mi más apreciado equipo, por su comprensión, empatía y ser fuente de inspiración.

Finalmente, dedico este trabajo a todas las personas que nos acompañaron, nos aconsejaron y depositaron su confianza en nosotros para poder culminar esta investigación.

Stephani Dennís Rodríguez Yauri

Agradecimientos

Agradecemos a Dios y al Universo, por permitirnos culminar este proyecto y esta etapa universitaria, poniendo a las personas correctas en nuestro camino.

A nuestros padres, por brindarnos su apoyo y respaldo en nuestra formación profesional.

Al PhD. Gilberto Colina por su mentoría, su apoyo y su tiempo en el desarrollo de la presente investigación.

A los encargados de laboratorio, Ing. Rocío, Ing. Rina e Ing. César, por su paciencia y brindarnos soporte en el desarrollo del proceso experimental de este trabajo.

Finalmente, un especial agradecimiento a Ivory, Maria Elena, Edward, Camila y a la Sra. Irina, por su disposición, tiempo y guía, los cuales nos permitieron culminar el proceso satisfactoriamente.

Franco Enmanuel Sanizo Quiroz y Stephani Dennís Rodríguez Yauri

RESUMEN

La presente investigación evaluó la eficiencia del quitosano, obtenido a partir de escamas de trucha arcoíris "*Oncorhynchus mykiss*" y del policloruro de aluminio (PAC) en la remoción de turbidez y sólidos suspendidos totales (SST) de aguas residuales municipales de la ciudad de Puno, a fin de identificar alternativas de tratamiento sostenibles. Para ello, se realizó una caracterización inicial del afluente perteneciente a la laguna de oxidación "El Espinar". El quitosano fue elaborado mediante un proceso químico heterogéneo basado en la despigmentación, desproteinización, desmineralización y desacetilación. Posteriormente, se efectuaron pruebas de coagulación-floculación mediante pruebas de jarras para determinar las dosis óptimas y porcentajes de remoción de cada coagulante, aplicados de forma individual y combinada. Adicionalmente, se analizaron el pH, temperatura, Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅) y coliformes termotolerantes para compararlos con los Límites Máximos Permisibles (LMP) establecidos para efluentes de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR). Los resultados revelaron que el quitosano obtuvo una eficiencia considerable en la remoción de turbidez y SST, alcanzando valores comparables a los del PAC. No obstante, el PAC mostró mayores porcentajes de remoción en la mayoría de los tratamientos. Por lo tanto, se concluye que el PAC fue el coagulante más eficaz en la remoción de turbidez y SST; no obstante, el quitosano elaborado a partir de escamas de trucha arcoíris constituye una alternativa sostenible y viable para el tratamiento de aguas residuales municipales. Su aplicación podría contribuir a mejorar la eficiencia de los sistemas de tratamiento y a promover prácticas buenas prácticas ambientales.

Palabras clave: Quitosano, policloruro de aluminio, agua residual.

ABSTRACT

This research evaluated the efficiency of chitosan, obtained from rainbow trout “*Oncorhynchus mykiss*” scales, and aluminum polychloride (PAC) in the removal of turbidity and total suspended solids (TSS) from municipal wastewater from the city of Puno, with the aim of identifying sustainable treatment alternatives. First, an initial characterization of the influent from the “El Espinar” oxidation lagoon was conducted. On the other hand, the chitosan was produced through a heterogeneous chemical process involving depigmentation, deproteinization, demineralization, and deacetylation. Subsequently, coagulation–flocculation assays were performed using jar tests to determine the optimal doses and removal efficiencies of each coagulant, applied individually and in combination. In addition, pH, temperature, Biochemical Oxygen Demand (BOD), and thermotolerant coliforms were analyzed to compare them with the Maximum Permissible Limits (MPL) established for effluents from Wastewater Treatment Plants (WWTP). The results showed that chitosan achieved considerable efficiency in the removal of turbidity and TSS, reaching values comparable to those of PAC. However, PAC exhibited higher removal percentages in most treatments. Therefore, it is concluded that PAC was the most effective coagulant for turbidity and TSS removal; nevertheless, chitosan obtained from rainbow trout scales represents a sustainable and feasible alternative for the treatment of municipal wastewater. Its application could contribute to improving the efficiency of treatment systems and promoting environmental practices.

Keywords: Chitosan, aluminum polychloride, wastewater.

ÍNDICE

DEDICATORIA

AGRADECIMIENTOS

RESUMEN

ABSTRACT

INTRODUCCIÓN 1

CAPÍTULO I 4

1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA 5

1.1. Problemática de la investigación 5

1.2. Justificación 6

1.2.1. Ambiental 6

1.2.2. Social 6

1.2.3. Económica 7

1.2.4. Científico – Tecnológico 7

1.3. Hipótesis 8

1.4. Objetivos 9

1.4.1. Objetivo General 9

1.4.2. Objetivos Específicos 9

CAPÍTULO II 10

2. FUNDAMENTO TEÓRICO 11

2.1. Antecedentes de la investigación 11

2.2. Marco teórico 23

2.2.1. Aguas residuales 23

2.2.1.1. Clasificación de aguas residuales 24

2.2.1.2. Características de las aguas residuales 24

2.2.1.3. Composición de las aguas residuales municipales 25

2.2.2. Lagunas de oxidación 26

2.2.2.1. Laguna de oxidación ‘El Espinar’ 28

2.2.2.2. Estado actual de la situación operacional de las lagunas 28

2.2.3. Coagulación 29

2.2.3.1. Factores que influyen en la coagulación 30

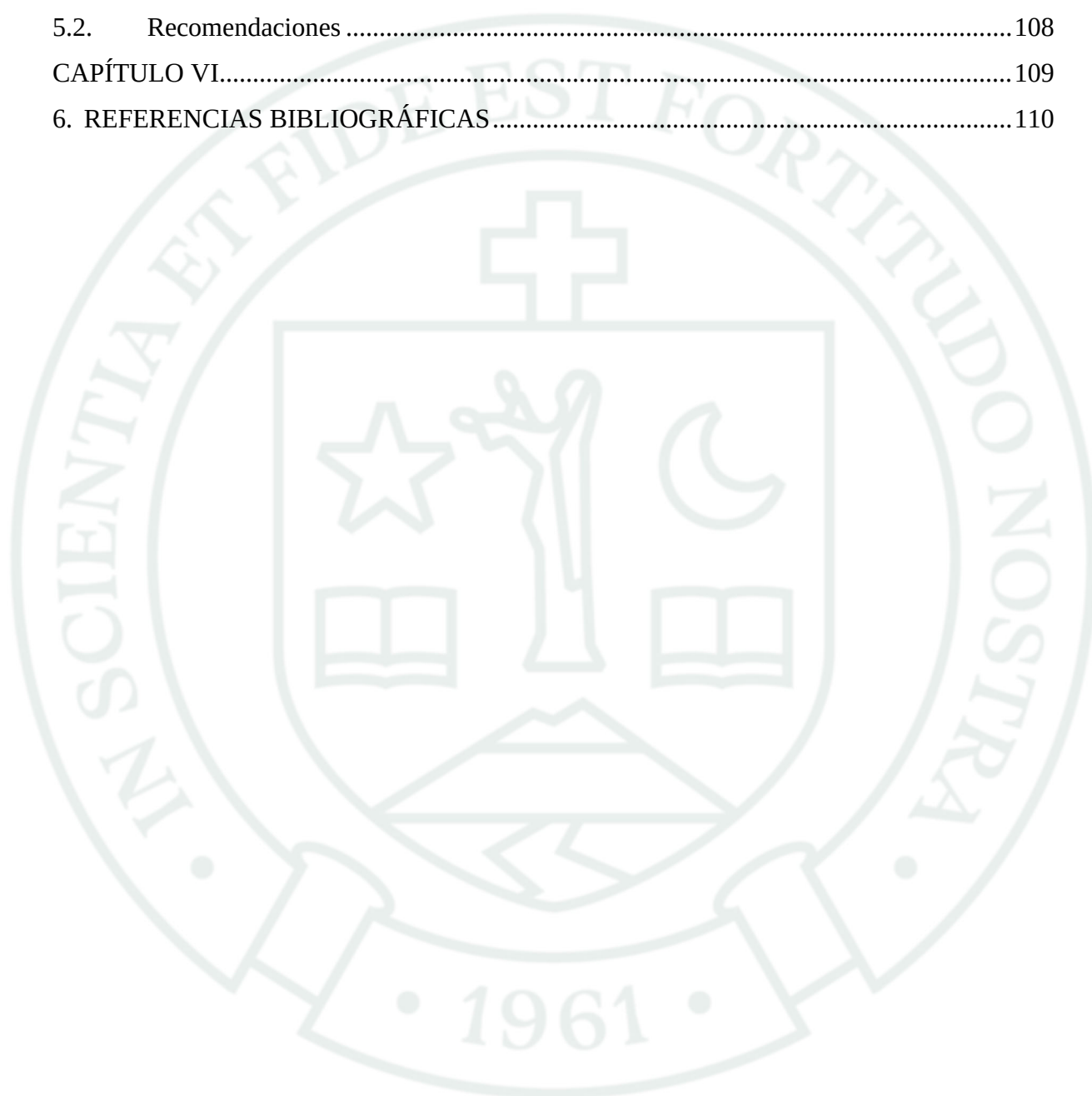
2.2.3.2. Tipos de coagulantes 31

2.2.4. Floculación 32

2.2.4.1. Factores que afectan la floculación.....	32
2.2.4.2. Tipos de floculantes.....	33
2.2.5. Test de jarras.....	34
2.2.5.1. Condiciones de la prueba de jarras	34
2.2.6. Quitina	35
2.2.6.1. Tipos de Quitina	36
2.2.7. Quitosano.....	36
2.2.7.1. Propiedades físicas, químicas y biológicas del quitosano	38
2.2.7.2. Fuentes de obtención	39
2.2.7.3. Proceso de obtención del quitosano.....	41
2.2.7.4. Factores que afectan la obtención del quitosano	44
2.2.7.5. Calidad del quitosano	45
2.2.8. Grado de Acetilación	45
2.2.9. Espectroscopia infrarroja (FTIR).....	46
2.3. Marco legal	48
CAPÍTULO III.....	50
3. METODOLOGÍA	51
3.1. Tipo y nivel de investigación.....	51
3.2. Diseño de la investigación	51
3.2.1. Área de estudio	53
3.2.2. Población y tamaño de muestra	53
3.3. Métodos de investigación	54
3.3.1. Determinación de los parámetros fisicoquímicos iniciales (pH, temperatura, DBO ₅ , coliformes termotolerantes y SST) del afluente de la PTAR de la ciudad de Puno.	54
3.3.1.1. Análisis de Sólidos Suspendidos Totales (SST).....	54
3.3.1.2. Análisis de Coliformes termotolerantes.....	56
3.3.1.3. Análisis de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅).....	58
3.3.2. Análisis del rendimiento del proceso de elaboración de quitosano a partir de escamas de trucha arcoíris ‘‘Oncorhynchus mykiss’’ mediante el método gravimétrico durante cada etapa.	61
3.3.2.1. Proceso de elaboración de quitosano.....	61
3.3.2.2. Cálculo del rendimiento.....	65

3.3.3.	Determinación del grado de desacetilación del quitosano mediante espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier (FTIR) con el fin de correlacionar sus propiedades estructurales con su eficiencia como coagulante.....	66
3.3.4.	Evaluación de la eficiencia del PAC, quitosano y su combinación mediante la determinación de sus dosis óptimas, remoción de turbidez y SST en muestras provenientes de la PTAR ‘‘El Espinar’’, aplicando tratamientos mediante pruebas de jarras estableciendo una agitación de 300 rpm durante 5 s y 50 rpm durante 20 min y su posterior análisis en base a la normativa vigente.....	67
3.3.4.1.	Preparación de las disoluciones	67
3.3.4.2.	Protocolo de prueba de jarras	67
3.3.4.3.	Determinación de la dosis óptima.....	69
3.3.4.4.	Evaluación de la eficiencia del PAC, quitosano y su combinación en la remoción de turbidez y SST.....	70
3.3.4.5.	Análisis de la turbidez y SST en base a la normativa vigente	71
CAPÍTULO IV.....		72
4.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	73
4.1.	Determinación de los parámetros fisicoquímicos iniciales (pH, temperatura, DBO ₅ , coliformes termotolerantes y SST) del afluente de la PTAR de la ciudad de Puno	73
4.2.	Análisis del rendimiento del proceso de elaboración de quitosano a partir de escamas de trucha arcoíris ‘‘Oncorhynchus mykiss’’ mediante el método gravimétrico durante cada etapa.	75
4.3.	Determinación del grado de desacetilación del quitosano mediante espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier (FTIR) con el fin de correlacionar sus propiedades estructurales en su eficiencia como coagulante.....	78
4.4.	Evaluación de la eficiencia del PAC, quitosano y su combinación mediante la determinación de sus dosis óptimas, remoción de turbidez y SST en muestras de agua provenientes de la PTAR ‘‘El Espinar’’, aplicando tratamientos mediante pruebas de jarras estableciendo una agitación de 300 rpm durante 5 s y 50 rpm durante 20 min y su posterior análisis en base a la normativa peruana vigente.	80
4.4.1.	Determinación de la dosis óptima para PAC y Quitosano	80
4.4.2.	Evaluación de la eficiencia del PAC, quitosano y su combinación en la remoción de turbidez y SST.....	86
4.4.2.1.	Análisis de la ruta bioquímica (reacciones químicas)	92

4.4.2.2. Impacto del uso del Quitosano en los lodos generados	98
4.4.3. Análisis de SST en base a la normativa vigente	104
CAPÍTULO V	106
5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	107
5.1. Conclusiones.....	107
5.2. Recomendaciones	108
CAPÍTULO VI.....	109
6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	110



ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1	Composición química porcentual de las principales fuentes	40
Tabla 2	Grupos funcionales considerados en la espectroscopia infrarroja	48
Tabla 3	Diseño experimental detallando los tratamientos aplicados	52
Tabla 4	Variables del diseño experimental	52
Tabla 5	Límites de confianza para cada valor de NMP	58
Tabla 6	Matriz de porcentaje de disolución	59
Tabla 7	Resultados de la caracterización inicial del afluente	73
Tabla 8	Resultados del rendimiento de los procesos de elaboración del quitosano	75
Tabla 9	Bandas encontradas en el espectro infrarrojo del quitosano	79
Tabla 10	Resultados de la dosis óptima del policloruro de aluminio	81
Tabla 11	Resultados de la dosis óptima del quitosano	83
Tabla 12	Resultados de la tasa de remoción de turbidez y sólidos suspendidos totales	87
Tabla 13	Análisis de varianza para la turbidez	87
Tabla 14	Análisis de comparación de medias de Tukey al 95%	88
Tabla 15	Análisis de varianza para SST	88
Tabla 16	Análisis de comparación de medias de Tukey al 95%	89
Tabla 17	Resultados de los valores finales de SST de cada tratamiento	104

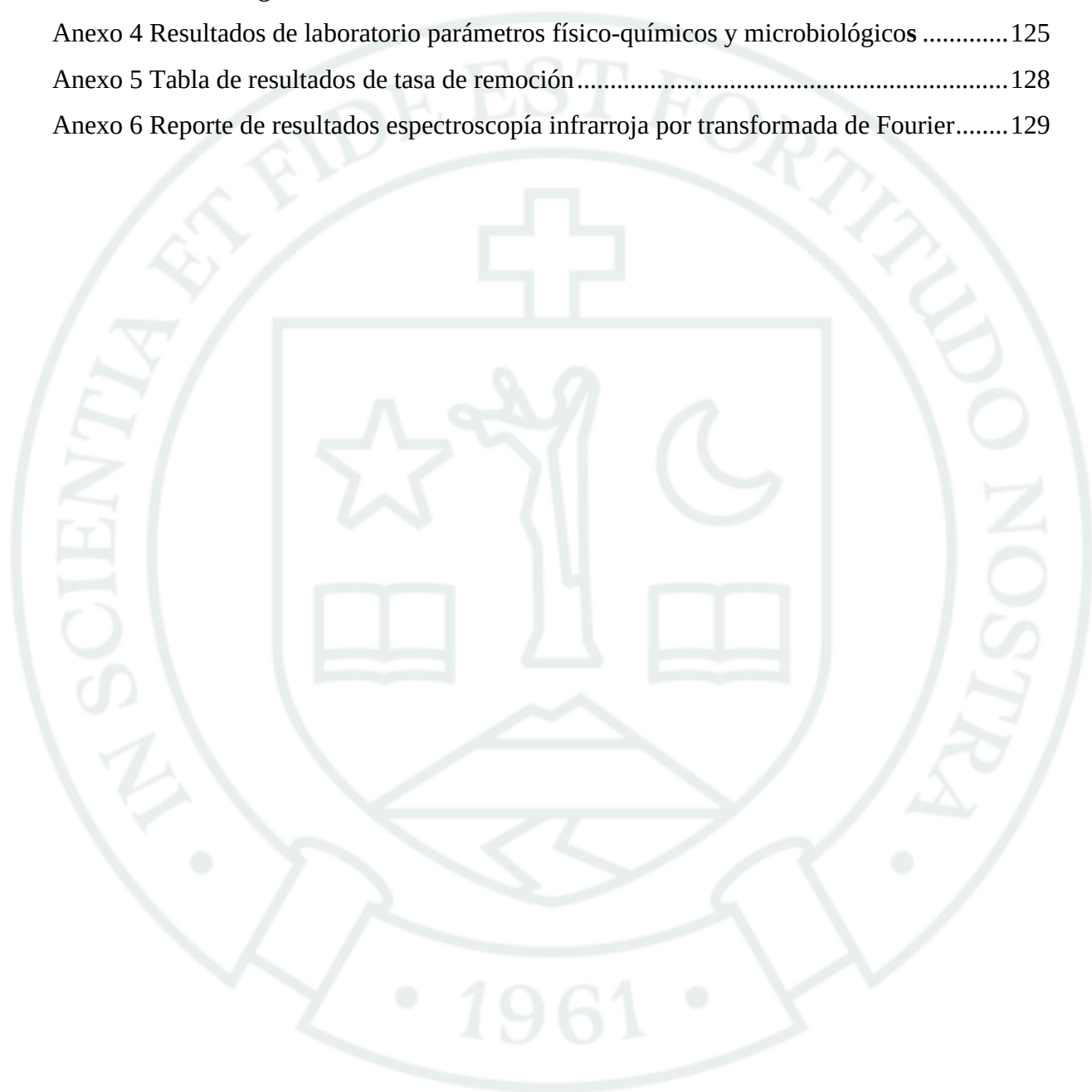
ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 Estructura química de la quitina.....	35
Figura 2 Fórmula química del quitosano	37
Figura 3 Reacción termo alcalina de desacetilación de la quitina	44
Figura 4 Bandas observadas del espectro infrarrojo	47
Figura 5 Sistema de Lagunas de Estabilización ‘El Espinar’	53
Figura 6 Diagrama de flujo de Elaboración de Quitosano	62
Figura 7 Espectro infrarrojo del quitosano elaborado a partir de escamas de trucha arcoíris	78



ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1 Informe de PTAR Espinar de SUNASS.....	120
Anexo 2 Resultados de informe de laboratorio EMSA Puno	121
Anexo 3 Panel fotográfico	123
Anexo 4 Resultados de laboratorio parámetros físico-químicos y microbiológicos	125
Anexo 5 Tabla de resultados de tasa de remoción.....	128
Anexo 6 Reporte de resultados espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier.....	129



INTRODUCCIÓN

El agua constituye un recurso indispensable para la vida humana y el equilibrio de los ecosistemas. No obstante, su disponibilidad y calidad están comprometidas por el crecimiento sostenido de la contaminación. De acuerdo con el Informe Mundial sobre el desarrollo de Recursos Hídricos 2021, el consumo de agua dulce ha aumentado 6 veces en los últimos 100 años, trayendo consigo la degradación de la calidad del agua (Lin et al., 2022). La creciente contaminación en los cuerpos de agua es causada por el aumento de los contaminantes presentes en el agua, como aniones, tintes, hidrocarburos, metales pesados y productos farmacéuticos (Omer et al., 2022). Actualmente, más del 80 % de estos contaminantes son descargados en los cuerpos de agua cercanos sin un tratamiento adecuado, repercutiendo negativamente en la salud de las personas y ocasionando daños en los ecosistemas acuáticos (Larramendi et al., 2021).

Dentro de las principales fuentes de contaminación destacan las aguas residuales domésticas, las cuales son producto de la rutina diaria del ser humano; y su descarga suele ser a través de un sistema de alcantarillado o mediante vertimientos directos sobre el ambiente (Osorio-Rivera et al., 2021). A medida que aumenta la expansión poblacional y el desarrollo de los suministros de saneamiento de agua, se generan excesivas cantidades de aguas residuales domiciliarias que sobrepasan los sistemas de tratamiento (MVCS, 2020).

De acuerdo con el Diagnóstico de las PTAR realizado por la Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento (SUNASS) en el periodo 2020-2021, de las 202 plantas de tratamiento de aguas residuales existentes en el Perú, 171 se encuentran operativas. Además, solo el 6% de las PTAR en funcionamiento generan efluentes que cumplen con los LMP. Sin

embargo, por el caudal significativo de las PTAR que cumplen los LMP, el porcentaje de aguas residuales que reciben un tratamiento efectivo fue del 62.36% para el año 2020 (SUNASS, 2022).

En el departamento de Puno, la contaminación del lago Titicaca constituye uno de los principales problemas que afectan a los pobladores y al ecosistema en la ciudad de Puno. Esta se debe a diversos factores, como los efluentes industriales, actividades mineras legales e ilegales, fuentes difusas de agricultura y ganadería; pero la principal causa la constituye el vertimiento directo e indirecto de aguas residuales domésticas y municipales (ANA, 2021).

Para el caso de la ciudad de Puno, el tratamiento de las aguas residuales domésticas y municipales en la ciudad de Puno está a cargo de la laguna de oxidación “El Espinar”, la cual fue construida en 1972, proyectada para procesar aguas residuales domésticas para una población de apr

oximadamente 35 000 habitantes. Sin embargo, actualmente el incremento poblacional ha provocado el colapso de la laguna, especialmente en épocas de lluvia, debido al aumento del volumen de aguas residuales (Mamani, 2024).

Frente a esta problemática, se han investigado diversas tecnologías fisicoquímicas y biológicas para inmovilizar, eliminar o reducir contaminantes de las aguas residuales, sin embargo, el uso de tratamientos convencionales con coagulantes inorgánicos, pueden formar productos halogenados dañinos para los seres vivos (Farinelli et al., 2022). Otros tipos de tratamientos fisicoquímicos tienen un coste muy alto, y un elevado nivel de conocimiento para su análisis y experimentación (Campos & Marchán, 2021). Es por esta razón, que en los últimos años los biopolímeros han ganado prestigio debido a sus propiedades de biodegradabilidad, además de que se obtienen a un bajo costo de producción (Elgarahy et al, 2023). Del mismo

modo, se ha demostrado su efectividad para remover materia orgánica, colorantes y metales pesados y el tratamiento de aguas residuales industriales y domésticas (Nasirov et al., 2023).

Entre los biopolímeros más investigados destaca al quitosano, un adsorbente catiónico prometedor para eliminar aniones, metales pesados, colorantes orgánicos tóxicos, compuestos aromáticos, derrames de petróleo, y residuos farmacéuticos (Omer et al., 2022). Su estructura química, abundante en grupos amino, le confiere gran afinidad por contaminantes cargados negativamente, lo que explica su eficacia en procesos de coagulación - floculación. Recientemente, diversas investigaciones han demostrado que los residuos pesqueros, particularmente las escamas de pescado constituyen una fuente abundante y sostenible de quitina y su posterior transformación en quitosano (Liaw et al., 2020). Además, su desempeño como coagulante natural en el tratamiento de aguas residuales ha sido exitoso (Ahmad et al., 2023; He et al., 2021).

Por otro lado, se han reportado estudios que evidencian la capacidad del coagulante PAC en conjunto con coagulantes orgánicos para el tratamiento de aguas residuales (De-Paz-Arroyo et al., 2025). El uso de coagulantes inorgánicos y orgánicos mejoraron significativamente el porcentaje de remoción de SST en aguas residuales (Quintana & Solano, 2024). En este contexto, la presente investigación tiene como objetivo evaluar y comparar la eficiencia del quitosano, un coagulante orgánico y el PAC, un coagulante inorgánico convencional, en la remoción de turbidez y SST en aguas residuales municipales de la ciudad de Puno. Con ello se busca aportar evidencia científica para el diseño de tecnologías de tratamiento de aguas residuales que sean amigables con el medio ambiente.

CAPÍTULO I
PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

1.1. Problemática de la investigación

Entre los coagulantes más usados en el tratamiento de aguas residuales municipales se encuentran coagulantes como el PAC, el cual es un producto sintetizado químicamente. Sin embargo, se ha evidenciado que al realizar la sedimentación primaria asistida químicamente puede ocasionar la alteración del pH y dejar trazas de aluminio solubilizado en los efluentes, especialmente cuando la dosificación es elevada (Pasciucco et al., 2024). Asimismo, estudios experimentales muestran que el uso de insumos químicos derivados de sales de aluminio como coagulantes modifican la estructura de la comunidad microbiana, suprimiendo severamente los microorganismos metanógenos y acetotróficos; y reducen grupos funcionales sensibles (Y. Wu et al., 2022), ocasionando una disminución en la eficacia de nitrificación y en la eliminación biológica de fósforo en la digestión anaeróbica (Xiao et al., 2023), lo que finalmente compromete la sostenibilidad energética y la eficiencia de la estabilización del lodo (Y. Wu et al., 2022).

En Puno, la creciente contaminación por el vertimiento de aguas residuales en la bahía interior del lago Titicaca, ha modificado las características físicas, químicas y biológicas del lago, su suelo y de la biodiversidad asociada, ocasionando un acelerado proceso de eutrofización (Lino, 2024). Un gran porcentaje de estas aguas residuales vertidas en la ciudad de Puno son derivadas a la laguna de oxidación “El Espinar”, cuyo efluente descarga en la bahía interior de Puno (Mamani, 2024). Según Tello (2017), estas aguas residuales contienen altas concentraciones de compuestos fosforados y nitrogenados que incrementan la proliferación de microorganismos, causando desequilibrio en el ecosistema de la bahía interior del lago Titicaca. Actualmente, en el proceso de tratamiento no se le añaden coagulantes para su sedimentación, lo que conlleva a que los efluentes descargados tengan mayor probabilidad

de no cumplir los LMP para PTAR. Por este motivo, la presente investigación busca un método alternativo de tratamiento de aguas residuales municipales que no genere efectos adversos al ambiente mediante la comparación de la eficiencia del coagulante quitosano y el PAC en la remoción de turbidez y SST en aguas residuales domésticas y/o municipales.

1.2. Justificación

1.2.1. Ambiental

Desde el aspecto ambiental, los coagulantes inorgánicos derivados de sales de aluminio son los más usados, aunque su aplicación en aguas residuales genera subproductos tóxicos que tienden a acumularse en el agua, generando riesgos para ecosistemas acuáticos. En contraposición, los coagulantes de origen biológico como el quitosano han tomado gran relevancia para el tratamiento de aguas residuales debido a su biodegradabilidad y alta capacidad para absorber contaminantes en altas concentraciones, haciéndolo amigable con el medio ambiente (Maćczak et al., 2020). Además, el quitosano es elaborado a partir de escamas de trucha arcoíris presente en el lago Titicaca y consumida por la población de Puno. El uso de estos residuos de escamas para elaborar un coagulante biológico que trata el agua residual municipal generada por la población de Puno contribuye con el ODS 11 haciendo que la ciudad sea más sostenible y resiliente.

1.2.2. Social

La presente investigación compara la aplicación un coagulante inorgánico y uno biológico como alternativa para la reducción de contaminantes presentes en el agua residual municipal; la cual desemboca en el lago Titicaca, un cuerpo de agua dulce que es la principal fuente de agua para los pobladores de Puno. La creciente contaminación de cuerpos de agua dulce alrededor del mundo hace necesaria la búsqueda de tratamientos alternativos sostenibles

que mejoren la calidad del agua para reducir las enfermedades que afectan a la población. Esto alineado con el ODS 6 que busca garantizar el acceso a agua potable y saneamiento para garantizar una mejor calidad de vida y con el ODS 3, el cual menciona que es necesario invertir en sistemas de saneamiento para desarrollar mayor resiliencia contra futuras amenazas hacia la salud de las personas.

1.2.3. Económica

El Perú es uno de los principales productores mundiales de trucha arcoíris, siendo el departamento de Puno el mayor productor con 64.08% a nivel nacional durante el año 2019 (MINAM, 2021). En el año 2020 alcanzo una producción total de 284 019 toneladas, consolidando su relevancia económica en nuestro país. No obstante, el manejo inadecuado de los residuos derivados del procesamiento y consumo masivo genera impactos ambientales significativos sobre la calidad del agua y la biodiversidad acuática (PNIPA, 2020). Frente a este contexto, la presente investigación propone valorizar estos residuos mediante su transformación en un coagulante biológico destinado al tratamiento de aguas residuales domésticas y/o municipales. Esta valorización contribuye a la economía circular y mitiga los costos asociados al tratamiento y disposición final de residuos. Asimismo, la transformación de estos residuos promovería el ODS 8 fomentando el empleo y el crecimiento económico sostenible basado en la innovación ambiental.

1.2.4. Científico – Tecnológico

En los últimos años, las lagunas de estabilización El Espinar han experimentado una disminución en su eficiencia operativa debido al incremento del caudal afluente asociado al crecimiento poblacional de la ciudad de Puno (Tapia, 2022). Este problema ha reducido la capacidad de depuración del sistema, evidenciando la necesidad de alternativas tecnológicas complementarias que optimicen el tratamiento de las aguas residuales. Los coagulantes

inorgánicos como el PAC han sido ampliamente usados por su eficacia en el tratamiento de aguas residuales; sin embargo, su uso genera subproductos residuales que pueden alterar el ecosistema acuático. Frente a ello, la presente investigación plantea comparar la eficiencia de un coagulante biológico y un coagulante inorgánico, en la remoción de turbidez y SST. Los resultados obtenidos permitirán establecer parámetros técnicos para la optimización de PTAR, promoviendo el ODS 9 mediante el uso del quitosano como alternativa tecnológica y fomentando la innovación e industrialización sostenibles.

1.3. Hipótesis

La eficiencia del quitosano en la remoción de turbidez y SST está asociada a su grado de desacetilación y a mecanismos de adsorción, lo que le permite alcanzar rendimientos comparables a los del PAC.

1.4. Objetivos

1.4.1. *Objetivo General*

Evaluar la eficiencia del quitosano obtenido a partir de escamas de trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*), PAC y de su combinación, en la remoción de turbidez y SST en aguas residuales municipales de la PTAR de la ciudad de Puno.

1.4.2. *Objetivos Específicos*

- Determinar los parámetros fisicoquímicos iniciales (pH, temperatura, DBO₅, coliformes termotolerantes y SST) del afluente de la PTAR de la ciudad de Puno.
- Analizar el rendimiento del proceso de elaboración de quitosano a partir de escamas de trucha arcoíris "*Oncorhynchus mykiss*" mediante el método gravimétrico durante cada etapa.
- Determinar el grado de desacetilación del quitosano mediante espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier (FTIR) con el fin de correlacionar sus propiedades estructurales con su eficiencia como coagulante.
- Evaluar la eficiencia de PAC, quitosano y su combinación mediante la determinación de sus dosis óptimas, remoción de turbidez y SST en muestras de agua provenientes de la PTAR "El Espinar", aplicando tratamientos mediante pruebas de jarras estableciendo una agitación de 300 rpm durante 5 s y 50 rpm durante 20 min y su posterior análisis en base a la normativa peruana vigente.

CAPÍTULO II
FUNDAMENTO TEÓRICO

2. FUNDAMENTO TEÓRICO

2.1. Antecedentes de la investigación

Cainglet et al. (2020) en la investigación titulada "Polielectrolitos orgánicos como único agente de precipitación en el tratamiento de aguas residuales municipales", compararon un total de 10 coagulantes de origen orgánico, sintéticos, e inorgánicos para determinar su eficiencia como coagulantes en el tratamiento de aguas residuales. Para las muestras del tratamiento primario, se evaluaron 5 coagulantes, mientras que para las muestras del tratamiento secundario se compararon 11 coagulantes. Se aplicó la prueba de jarras usando el Kemira Kemwater Flocculator 2000 para mantener una agitación constante durante el desarrollo de las pruebas. Las condiciones de mezcla fueron las siguientes: mezcla rápida a 200 rpm durante 30 s, mezcla lenta a 40 rpm durante 5 minutos y finalmente 60 minutos de sedimentación. Posteriormente se recolectó agua sobrenadante para determinar la dosis óptima, turbidez, SST, pH, color, DBO₅, Demanda Química de Oxígeno (DQO), ortofosfatos, y nitrógeno, fósforo, aluminio y hierro totales. Finalmente, se destacaron el PAC, el pAmine1 (Poliamina de Epiclorohidrina-dimetilamina) y el quitosano por su mayor sedimentación de partículas en suspensión y clarificación del agua.

Maćczak et al. (2020) reportaron los avances más recientes en floculantes de polímeros de base biológica para el tratamiento de agua, los cuales se destacan por ser ecológicos, biodegradables, no tóxicos y capaces de ser modificados químicamente sin impactos secundarios en el ambiente. Además, tienen diversas aplicaciones en industrias como la láctea, petrolera, minera, metalúrgica, papelera y especialmente en el tratamiento de agua potable y aguas residuales municipales. Sin embargo, el entendimiento completo del uso de biopolímeros o polímeros de base biológica en el proceso de coagulación y floculación no es aún claro debido a diversos factores que influyen en el proceso, como el pH, la tasa de

cizallamiento, la concentración de impurezas, la dosis del floculante, la temperatura y el tiempo de floculación, los cuales impactan significativamente en el proceso. Cabe resaltar el gran potencial de estos para ser agentes efectivos en la purificación del agua.

Tran et al. (2020) llevaron a cabo la investigación experimental "Coagulación de aguas residuales de producción de quitina con subproductos de quitosano a partir de restos de camarones y coagulantes químicos" examinó la eficacia de diversos subproductos de quitosano, PAC y poliacrilamida en el tratamiento de aguas residuales mediante un proceso de sedimentación preliminar seguido de coagulación. Se analizaron turbidez, DQO, DQO soluble, SST, calcio y proteína cruda, y nitrógeno, amonio y fósforo total. En general, el quitosano mostró resultados superiores al PAC y comparables solo con la poliacrilamida; con una dosis óptima de 86.4 mg/L a un pH de 10.6. Además, se observó una remoción del 99.4 % de turbidez, 59 % de DQO, 10 % de DQO soluble, 29 % para amonio y nitrógeno total, 90 % de fósforo total, 98 % de SST y 51 % de calcio de proteína cruda. Finalmente, se observó que la eficiencia de eliminación de estos parámetros se vio influenciada por la relación de calcio y proteína cruda presentes en el agua residual.

Nouj et al. (2021) llevaron a cabo una investigación experimental sobre el uso de un biocoagulante líquido a base de quitosano para la optimización del tratamiento de aguas residuales de procesamiento de pescado en una planta marroquí; cuyo objetivo fue evaluar un el quitosano para tratar las aguas residuales de una planta de procesamiento de pescado en Marruecos. Para empezar, se caracterizaron las capas de los caparzones de la especie '*Parapenaeus longirostris*' mediante varias técnicas como microscopía electrónica de barrido, espectroscopía de rayos X, difracción de rayos X y FTIR. Luego, se evaluaron parámetros operativos como la concentración del coagulante, pH y temperatura. Seguidamente, se evaluaron las tasas de remoción de turbidez y DBO₅ utilizando un diseño experimental de Box-

Behnken y un enfoque de función de deseabilidad Monte-Carlo. Los resultados mostraron que la dosis óptima del quitosano fue de 5.5 mm en 0.5 L de agua, con un pH de 10.5 y a una temperatura de 20 °C; obteniendo una remoción de turbidez del 98% y de DBO₅ del 53%.

Gálvez-Limón et al. (2021) realizaron una investigación en México para el tratamiento de aguas vía floculación usando materiales ambientalmente amigables, utilizando floculantes amigables con el medio ambiente para eliminar la contaminación de sólidos suspendidos en el agua. En primer lugar, se compararon diferentes biopolímeros como floculantes, reconociendo al quitosano como el más eficiente en términos de tiempo, capacidad para remover diversos contaminantes y producción reducida de lodos. Además, se llevó a cabo una comparación entre quitosano y PAC, resaltando que el quitosano produjo un volumen de lodos menor. Los resultados indican que el quitosano puede ser utilizado como floculante en un sistema de pretratamiento de aguas debido a su eficiencia y capacidad para reducir la generación de lodos en comparación con el PAC.

Macea et al. (2022) analizaron la eficiencia del Cardón Guajiro y quitosano para la remoción de parámetros fisicoquímicos en aguas residuales domésticas. El Cardón Guajiro '*Stenocereus Griseus*' fue extraído mediante secado, molienda, tamizado y extracción con metanol anhidro. Por otro lado, el quitosano comercial fue obtenido a partir de escamas. Se utilizó la prueba de jarras para determinar las dosis óptimas y los rangos de análisis (5 % y 10 % para el Cardón Guajiro y 1 % para el quitosano). La dosis óptima del Cardón Guajiro fue de 80 mg/L y del quitosano 150 mg/L. Los resultados mostraron que el Cardón Guajiro logró una remoción de 82.14 % de turbidez, 92.68 % de SST, 70.45 % de DQO y 72 % de DBO₅, y el quitosano logró una remoción de 98.39 % de turbidez, 97.04 % de SST, 61.11 % de DQO y 82

% de DBO₅. En conclusión, el quitosano demostró una mayor eficacia en la remoción de contaminantes en comparación con el Cardón Guajiro.

Maćczak et al. (2022) compararon el uso de floculantes a base de quitosano y almidón para el tratamiento de aguas residuales de filtros de retrolavado, cuyo objetivo fue explorar las aplicaciones potenciales de almidón, quitosano y sus derivados como floculantes en el tratamiento del agua proveniente de filtros de retrolavado. Para esto, primero se sintetizó almidón y quitosano a través de la oxidación con periodato, utilizando almidón de maíz y quitosano de bajo peso molecular como materiales de partida. Los productos resultantes se sometieron a análisis mediante técnicas como microscopía electrónica de barrido (SEM), espectroscopia (ATR-FTIR) y análisis termogravimétrico (TGA). Después de la síntesis, se llevaron a cabo pruebas de jarras para evaluar las propiedades de floculación de estos compuestos, comparándolos con polímeros sintéticos que contienen iones de hierro comúnmente utilizados en el tratamiento de aguas residuales de filtros de retrolavado. Los resultados de este estudio indicaron que los derivados de almidón y quitosano tienen potencial como floculantes ecológicos para el tratamiento de aguas y lodos.

Praptiwi et al. (2022) estudiaron la relación entre el bloqueo de tuberías y el proceso de coagulación-floculación, analizando efecto del polímero aniónico y el pH. Esta investigación se enfocó en los bloqueos que ocurren en las tuberías de descarga en la planta de tratamiento de aguas residuales de pulido químico mecánico. Los resultados mostraron que la principal fuente de bloqueo era aluminio residual debido a una sobredosis del PAC aplicado en el tratamiento. Se realizaron pruebas de jarras para ver el efecto de la dosis y el pH en estos bloqueos, mostrando que la dosis necesaria dependía de la turbidez inicial y de la concentración de cobre que tenía el agua residual. Además, cuando el pH tenía un valor alto, generaba la

deposición de especies monoméricas residuales que aluminio que podía aumentar los bloqueos. Finalmente, se establece la dosis optima (30 mg/L) y el pH optimo (8.5-9) en los cuales la generación de aluminio residual era mínima.

Y. Wu et al. (2022) evaluaron el desenvolvimiento del PAC y el sulfato poliférrico (PFS) en la producción de metano a partir de la digestión anaeróbica de lodos activados residuales y analizaron como estos afectan la digestión anaerobia de lodos. Los resultados evidenciaron una suspensión grave en los procesos de hidrólisis y acidogénesis, el PFS inhibe la metanogénesis más severamente que el PAC. Además, PAC suprime severamente los microorganismos metanógenos acetotróficos y PFS los microorganismos hidrogenotróficos de la metanogénesis. Finalmente, se menciona que PAC permite controlar mejor los olores y mejorar la deshidratación de los lodos en comparación al PFS.

El Foulani et al. (2022) realizaron un estudio sobre la especiación del aluminio en el compuesto coagulante del PAC-quitosano para la optimización del tratamiento de agua potable, analizaron el comportamiento de coagulantes compuestos por PAC y quitosano con diferentes grados de especiación del aluminio y grado de relación del quitosano para eliminar materia oxidable y turbidez. La relación de basicidad entre el PAC y quitosano se realizó mediante un diseño experimental con FTIR. Los resultados mostraron que la relación de basicidad y la fracción del quitosano afectan la distribución de las formas polimerizadas de aluminio. Además, el FTIR confirmó la existencia de una interacción entre el PAC y quitosano al mostrar un pico en el tramo correspondiente al Al-NH_2 . La combinación de PAC con alta basicidad con el quitosano obtuvo una remoción del 99.51 % de turbidez y 66.66 % para materia oxidable con una dosis de 10 mg/L. Finalmente, se menciona la importancia de la

especiación del aluminio y el contenido de quitosano dentro de la mezcla para obtener un buen rendimiento en el proceso de coagulación-floculación.

Yan et al. (2023) en su investigación de eficiencias y mecanismos de pretratamiento de coagulación mejorada de aguas residuales domésticas con el compuesto PAC-HCA, combinaron el policloruro de aluminio (PAC) con cloruro de polidimetil dialil propil amonio (HCA) para tratar aguas residuales domésticas. Primeramente, se analizó la influencia de las condiciones hidráulicas, las dosificaciones, el pH en la eliminación de SST, DQO, y fosforo total. Las pruebas comparativas muestran un mejor rendimiento del PAC-HCA en comparación al PAC, alcanzando una remoción de 98.74 % para solidos suspendidos, 44.63 % para DQO y 89.85 % para fosforo total con una dosis de 15 mg/L. Estos resultados indican que el PAC-HCA es eficiente en el tratamiento de agua residual domestica utilizando la neutralización eléctrica como mecanismo de acción.

Zhao et al. (2022) realizaron un estudio sobre la evaluación de los cambios en las propiedades de los lodos activados en el pretratamiento de aguas residuales industriales, el cual analizó el papel de las especies hidrolizadas del aluminio residual con diferente grado de polimerización. Esta investigación enfatiza las distribuciones morfológicas de las sales de aluminio residuales (RAS) y sus efectos en la remoción de lodo activado a diferentes concentraciones de PAC. Los resultados mostraron un RAS formado bajo una dosis de PAC de 20 mg/L mejoró la hidrofobicidad, floculación y sedimentación del lodo activado. Además, su influencia en la actividad enzimática afecto directamente la remoción de los principales contaminantes del sistema de tratamiento de aguas residuales. Finalmente, se resalta la importancia de la distribución de las especies hidrolizadas de RAS y su relación con la dosis de aluminio; las cuales afectan las propiedades del lodo activado.

L. Wu et al. (2023) desarrollaron una investigación sobre la comprensión de los mecanismos sinérgicos del policloruro de aluminio decorado con silicato y la floculación de polímeros orgánicos para mejorar el tratamiento de aguas residuales mediante inyección de polímeros. Se utilizó un coagulante modificando ácido silícico sobre el PAC a través de enlaces Si-O-Al primero y luego combinándolo con cloruro de polidimetil dialil amonio (PDMDAAC). Luego, se analizaron las condiciones óptimas para el proceso de coagulación-floculación en la remoción de turbidez y petróleo; además, se realizaron pruebas de termogravimetría, FTIR, y dispersión de luz estática. Los resultados una remoción del 98.3% para turbidez y 91.3% para aceite de petróleo, con una dosis de 120 mg/L. Este coagulante modificado a partir del PAC muestra resultados prometedores en el tratamiento de aguas residuales.

Zhang et al. (2023) evaluaron el efecto del pH/PAC en la coagulación de aguas residuales tensioactivas aniónicas generadas en la producción de cosméticos analizó la eliminación de contaminantes, materia orgánica disuelta y morfología del lodo. Los resultados evidenciaron que el ajuste del pH promovía la eliminación de DQO, alquilbencenosulfonato de sodio lineal (LAS) y mejora la conductividad de las aguas residuales; sin embargo, no pudo eliminar las proteínas aromáticas. La mejor eficiencia se logró con una dosis de PAC de 2.6 g/L a un pH 6.

Chang et al. (2022) analizaron los efectos sinérgicos del Al^{+3} y quitosano en la separación sólido-líquido de aguas residuales de carbón y su mecanismo de acción aplicando quitosano combinado con AlCl_3 como floculante ecológico para el tratamiento de aguas residuales de carbón. Se realizaron pruebas de jarras y deshidratación bajo diferentes dosis y condiciones de resistencia. Posteriormente, se midieron la reflectancia de las partículas finas y los flóculos sedimentados después del proceso. Los resultados mostraron que la adición del

quitosano puede mejorar el proceso de floculación-sedimentación y la deshidratación de las aguas residuales. El efecto sinérgico del AlCl_3 con el quitosano mejoro la neutralización eléctrica y la capacidad de adsorción del quitosano dando como resultado una mejor adsorción.

Zhu (2023) llevó a cabo la investigación bibliográfica de aplicación de materiales a base de quitosano en el tratamiento de aguas residuales, en la cual se recopila información con respecto al mecanismo de acción de materiales hechos a base de quitosano en los procesos de adsorción, floculación y separación de membranas. En la adsorción, los hidrogeles o perlas a base de quitosano son elaborados mediante reticulación, impregnación e introducción de grupos funcionales. Estos materiales muestran una alta capacidad de remoción de metales pesados, colorantes orgánicos y contaminantes aniónicos. Por otra parte, en la floculación los materiales a base de quitosano se elaboraron mediante injertos y modificación de su estructura; los mecanismos de acción son la quelación y neutralización de carga que permiten eliminar metales pesados, algas y colorantes orgánicos. En el proceso de separación por membranas, se crean membranas de nanofiltración y microfiltración mediante el recubrimiento con iones de quitosano. Estas membranas son modificadas fisicoquímicamente para la remoción de metales pesados y gotas de aceite emulsionadas.

(Labastida-Núñez et al., 2023) realizaron la investigación experimental: “Evaluación de la coagulación-floculación de aguas residuales con quitosano de desechos de exoesqueletos de camarón y sulfato de aluminio”, en la que se analizó el uso del quitosano como coadyudante en el proceso de coagulación-floculación usando sulfato de aluminio. Se comparó el efecto de la adición de sulfato de aluminio como coagulante y quitosano como floculante, y la adición del quitosano como coagulante y sulfato de aluminio como floculante. Además, se analizaron parámetros importantes como las dosis, el pH y la velocidad de mezcla.

Los resultados mostraron que la remoción de SST con sulfato de aluminio fue poco afectada por el rango de pH; sin embargo, el quitosano si sufrió efectos en la remoción debido al cambio del pH. Por otra parte, al comparar la influencia de la adición de ambos coagulantes, los resultados evidenciaron una mayor remoción de SST cuando se agregó sulfato de aluminio como coagulante y quitosano como floculante a un pH de 5. Finalmente, se resalta la viabilidad del uso del quitosano para la reducción del uso de sales de aluminio en el tratamiento de aguas residuales; pero es necesario optimizar las condiciones de elaboración que pueden afectar el proceso de coagulación-floculación.

Tsoutsas et al. (2024) ejecutaron una investigación en la que recopilaron nuevos estudios sobre coagulantes compuestos para el tratamiento de agua y aguas residuales, que incluye el avance en el proceso de coagulación-floculación de coagulantes naturales y sintéticos utilizados de forma independiente o combinada con floculantes orgánicos. Los biopolímeros naturales como la concha de cangrejo alcanzaron una remoción de la turbidez del 99%; mientras que proteínas extraídas de hoja de roble lograron una mejor remoción de sólidos y materia orgánica. Por otro lado, los compuestos inorgánicos: PALS (Silicato de Lantano y Polialuminio), PsiFAC (Cloruro de Aluminio-Férrico con Silicato Polimérico) y PAPEFAC (Cloruro de Aluminio-Férrico con Poliamina de Epiclorohidrina) lograron una remoción del 96% de turbidez. Por otro lado, la combinación de cloruro férrico (FeCl_3) con quitosano se perfila como una alternativa prometedora para la remoción de turbidez y compuestos fenólicos. Finalmente, se menciona la eficacia del quitosano en la remoción de carbono orgánico total y ortofosfatos.

Mohamed et al. (2024) analizaron un nuevo método de extracción de policloruro de aluminio del caolín y su aplicación para el tratamiento de aguas residuales. Para la cual se

elaboró y aplicó el PAC lixiviado del caolín como un coagulante natural para tratar la contaminación. El PAC resultante del proceso de lixiviación fue analizado mediante FTIR, XRD y SEM para su caracterización. Posteriormente, se realizó el tratamiento de aguas residuales agrícolas, obteniendo una remoción de turbidez del 96.25 %, SST de 96.4 %, carbono orgánico total de 90 %, nitrógeno total de 87.5 % y DQO de 75 %. Estos resultados hacen que se un tratamiento viable; además, su bajo costo y alta calidad ayuda a mitigar el impacto ambiental de su disposición final.

El Ouadrhiri et al. (2025) desarrollaron la investigación bibliográfica titulada "De las sales minerales a los híbridos inteligentes: coagulación-floculación en el nexa agua, la energía y los recursos: una revisión crítica", la cual realiza una síntesis de la transición de coagulantes hechos a base de aluminio y hierro hacia compuestos poliméricos biológicos o híbridos capaces alcanzar una remoción de turbidez del 95 % y de DBO₅ y DQO del 90 %. Además, investigaciones recientes hacen referencia a compuestos magnéticos, híbridos bio minerales y nanoestructuras funcionales que integran diferentes mecanismos de acción para potenciar su versatilidad frente a contaminantes recalcitrantes. Este enfoque emergente, genera un proceso que trasciende el cumplimiento normativo para integrar la recuperación de recursos valiosos presentes en los lodos, al mismo tiempo que reduce la huella química y energética del tratamiento.

Rubio & Saravia (2020) llevaron a cabo un estudio con el objetivo de optimizar la remoción de turbidez mediante prueba de jarras empleando quitosano a partir de las escamas del "*Trachurus Murphyi*", el cual también analiza como el quitosano en comparación a otros coagulantes químicos, no genera daños a la salud humana. Los parámetros evaluados en el agua fueron la turbidez, SST y los sólidos suspendidos volátiles (SSV). La dosis óptima de quitosano

fue de 9 mg/L, logrando una remoción del 88 % de la turbidez. Estos resultados resaltan las propiedades beneficiosas del quitosano para la clarificación del agua, permitiendo eliminar la contaminación presente en los cuerpos de agua sin la necesidad de recurrir a agentes químicos que pueden ser perjudiciales para el medio ambiente y la salud de las personas.

Medina (2021) en el año 2021 realizó una investigación para evaluar y comparar el desempeño de los coagulantes sulfato de aluminio tipo A y PAC en el tratamiento de agua residual de una planta piloto de flotación; con el objetivo de reducir la turbidez a una cifra menor de 25 NTU. Para ello se recolectaron 144 L de agua utilizados en el proceso de flotación y se realizaron 6 pruebas de jarras haciendo uso del sulfato de aluminio tipo A, y otras 6 con PAC; usando en cada jarra 2 L de agua. Luego, se midió la turbidez inicial del agua la cual resultó ser de 142.5 NTU. Las pruebas permitieron determinar las dosis óptimas de los coagulantes evaluando distintas concentraciones de: 40, 45, 50, 55, 60 y 65 ppm. Finalmente, los resultados demostraron que el sulfato de aluminio tipo A alcanzó una menor turbidez residual con una dosis de 60 ppm, mientras que el PAC obtuvo una dosificación de 50 ppm.

Vejarano & Principe (2021) realizaron un estudio en Trujillo sobre la influencia de dosificación de quitosano y tiempo en la remoción de SST y turbidez en aguas residuales municipales, en el que se examinó cómo estos influyen en el tratamiento de aguas residuales de la PTAR del distrito de Cachicadán. Primeramente, se recolectó residuos de exoesqueletos de langostino y se obtuvo el quitosano a través de procesos de despigmentación, desproteinización y desmineralización. La caracterización del quitosano se realizó con un análisis del rendimiento del proceso, humedad y grado de desacetilación; obteniendo 25.47 %, 5 % y 77.28 % respectivamente. Se realizaron pruebas de jarras para determinar la remoción de SST y turbidez con 9 tratamientos; para ello se utilizaron dosis de 5, 10 y 15 mL/L y tiempos

de floculación de 10, 15 y 20 min. Las condiciones de la prueba de jarras fueron: una velocidad de agitación lenta de 25 rpm durante 1 minuto y agitación rápida de 120 rpm, y con diferentes tiempos de floculación. Los resultados mostraron una dosis de 10 mL/L de quitosano y un tiempo de floculación de 20 minutos; además, se logró eliminar el 87.80 % de los SST y el 91.80 % de la turbidez.

Pariona (2023) llevó a cabo una investigación sobre depuración de aguas residuales domésticas utilizando polímeros de quitina y quitosano de conchas de abanico, en el distrito Andrés Avelino - Ayacucho en 2023, en la cual se evaluó el impacto de la quitina, el quitosano y su combinación en el tratamiento de aguas residuales domésticas. Los polímeros de quitina y quitosano se obtuvieron de conchas de abanico a través de varios procesos, como desproteinización, desmineralización, despigmentación, desacetilación, solubilización y potenciometría. Para determinar la dosis óptima se realizaron pruebas de jarras con dosis de 15 mL, 30 mL y 45 mL. Los resultados destacaron que la combinación de quitina y quitosano fue el tratamiento más eficaz con una remoción de 85.86 % en conductividad eléctrica, 100 % en turbidez, 64.52 % en oxígeno disuelto (OD), 36.54 % en DQO, 60.68 % en DBO₅, 90.36 % en sólidos disueltos totales, 89.23 % en sólidos disueltos y 96.97 % en SST. Adicionalmente, el quitosano por sí solo mostró resultados notables en la reducción de nitratos y coliformes totales, con remociones del 88.49 % y 76.88 % respectivamente.

Tello (2017) realizó una investigación en Puno enfocada en la evaluación del quitosano obtenido a partir de escamas de trucha arcoíris "*Oncorhynchus mykiss*" por métodos químicos y biológicos. Inicialmente, se extrajo la quitina utilizando métodos de despigmentación, desproteinización y desmineralización. Luego, se caracterizó la estructura de la quitina aislada, obteniendo un grado de acetilación del 54.66 %, un índice de cristalinidad

del 51.51 %, humedad del 8.82 %, proteínas del 6.94 %, ceniza del 75.15 % y grasa del 0.07 %. Para la obtención del quitosano, se evaluaron diversos métodos como el método químico homogéneo, el método químico utilizando un reductor químico, el método químico heterogéneo y el método biológico utilizando enzimas. Se concluye que el método más efectivo es el método químico heterogéneo a una temperatura de 80 °C, un tiempo de desacetilación de 4 h y una relación quitina/álcali de 1 en 10. Además, el quitosano obtenido demostró ser de alta calidad, con un grado de desacetilación del 72.05 %, según el análisis FTIR.

Tapia (2022) analizó la calidad de agua residual en la laguna de estabilización "El Espinar" en Puno obteniendo muestras de la laguna primaria, laguna secundaria y en el efluente del sistema. Se caracterizaron los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos establecidos en los LMP para PTAR. Los resultados indicaron que ninguna de las muestras tomadas cumplía con los LMP establecidos en el Decreto Supremo 003-2010-MINAM. Se concluye que las muestras de la calidad de agua residual de la laguna de estabilización El Espinar, tomadas en el año 2022, no cumplen con la normativa vigente.

2.2. Marco teórico

2.2.1. Aguas residuales

Las aguas residuales son todas aquellas cuyas características naturales hayan sido modificadas debido a alguna actividad humana, estas requieren un tratamiento previo a su disposición final (Vejarano & Principe, 2021). Estas aguas residuales contienen elevada materia orgánica, nitrógeno, fosforo, patógenos, metales pesados, aceites y grasas que al verterse a los cuerpos de agua generan la contaminación del recurso hídrico, afectando a seres bióticos como los peces y otras especies, llegando a afectar la salud de las personas (Córdova Merino, 2019).

2.2.1.1. Clasificación de aguas residuales. Según Vejarano & Principe (2021), las aguas residuales se pueden clasificar en:

- **Aguas residuales industriales:** Provenientes de actividades industriales como la minería, agroindustria, curtiduría, entre otras.
- **Aguas residuales municipales:** Provenientes de origen domiciliario e industrias, o de lluvias previamente tratadas.
- **Aguas residuales domésticas:** Provenientes de residencias o de actividades de tipo comercial, institucional, entre otros.
- **Aguas residuales pluviales:** Provenientes de agua de lluvia que discurren a través de techos, jardines, asfaltados, entre otros; y que ingresan al sistema de alcantarillado.

2.2.1.2. Características de las aguas residuales. Las características de las aguas residuales se pueden dividir por su composición, físicas, químicas y biológicas. Entre las características más importantes se pueden mencionar:

- **Turbidez:** Indica la presencia de impurezas, su medición en el agua se enfoca en la suposición de que la luz penetra una capa de agua pura o transparente sin perturbaciones, mientras que la presencia de partículas en suspensión provoca su dispersión. Los instrumentos usados para medir la turbidez son los nefelómetros o también llamados turbidímetros, su resultado se expresa en unidades de turbidez nefelométrica (NTU) (Maćczak et al., 2020).
- **Color:** El color es una de las características que más varía, puede ir de marrón claro a negro, esto debido a que presenta bacterias anaeróbicas que provocan la descomposición de materia orgánica tornando el agua de un color negro.

- **Olor:** La descomposición de la materia orgánica en el agua residual llega a producir sustancias volátiles como mercaptanos 6, indol 5, ácido sulfhídrico y muchos otros los cuales generan olores desagradables típicos de una descomposición anaeróbica. Este olor es muy ofensivo debido mayormente por el ácido sulfhídrico derivado de la descomposición anaerobia de sulfatos o sulfuros (Córdova, 2019).
- **Temperatura:** La temperatura típica es de 15 a 20 °C ya que esta garantiza el crecimiento de microorganismos presentes en las aguas residuales.
- **Sólidos:** Se refiere a todos los elementos contaminantes presentes en el agua residual que generan un aumento en la turbidez y una reducción de la fotosíntesis. En su mayoría son porciones reducidas las cuales poseen una extensión superficial amplia, pero presentan un tamaño bien pequeño de 0,001 a 10 μm (Córdova, 2019).
- **Microorganismos:** El agua residual posee una gran variedad de microorganismos como algas, bacterias, virus, nematodos, larvas, entre otros; los cuales poseen una gran capacidad metabólica de descomposición de materia orgánica e inorgánica y forman parte de los distintos ciclos bioquímicos de elementos como el nitrógeno, carbono, azufre, entre otros (Vejarano & Principe, 2021).

2.2.1.3. Composición de las aguas residuales municipales. Según Vejarano & Principe (2021), la composición de aguas residuales municipales consiste en:

- **Sólidos en suspensión:** Estos sólidos pueden estar compuestos por sólidos sedimentables y no sedimentables o también llamados coloides, que muchas veces no llegan a ser filtrados por las membranas.

- **Aceites y grasas:** Es un parámetro muy importante en el cual se pretende determinar la cantidad en peso de aceites y grasas presentes en las aguas residuales, este parámetro degrada el sistema de alcantarillado y es por ello que se tiene mucho en cuenta en las plantas de tratamiento de aguas residuales.
- **Demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅):** Cantidad de oxígeno que requieren los microorganismos para la estabilización de la materia orgánica bajo condiciones de tiempo y temperatura específicos (generalmente a 5 días y a 20°C) (MVCS, 2013).
- **Demanda química de oxígeno (DQO):** Se define como la cantidad necesaria de oxígeno para oxidar químicamente la materia orgánica presente en el agua residual, permitiendo estimar la fracción biodegradable como la no biodegradable de la materia orgánica.
- **Nitrógeno:** Este parámetro suele presentarse en aguas residuales en forma de amoníaco, nitritos y nitratos; y normalmente se usan métodos espectrofotométricos para su medición.
- **Fósforo:** Este parámetro suele presentarse en aguas residuales en forma de fosfatos y polifosfatos; y se usan normalmente métodos espectrofotométricos.
- **Organismos patógenos:** Este parámetro suele presentarse en aguas residuales como coliformes totales y fecales, son organismos que indican contaminación fecal provenientes de las distintas redes municipales.

2.2.2. *Lagunas de oxidación*

Las lagunas de oxidación son excavaciones de poca profundidad en el cual se desarrollan bacterias, algas y protozoos los cuales eliminan de forma natural los patógenos provenientes de las excretas de las ciudades. Son el método más usado para el tratamiento de aguas residuales provenientes del alcantarillado debido a que son de

fácil instalación y eficientes en el tratamiento de este tipo de aguas. Este sistema es efectivo cuando se cuenta con el área suficiente para tratar el volumen de agua que se requiere, el factor limitante es el espacio que tiene para su instalación (Comisión Nacional del Agua, 2007). Este tipo de sistemas se puede clasificar en:

- **Lagunas de oxidación aerobias:** Son depósitos de poca profundidad en las cuales predominan condiciones de aireación en todos los niveles de la laguna, esta oxigenación acelera el proceso de descomposición de los residuos orgánicos y reduce la producción de gases malolientes.
- **Lagunas de oxidación anaerobias:** Son depósitos profundos que tienen condiciones anóxicas y anaerobias, las grandes cargas orgánicas incentivan la fermentación sin oxígeno, y por tanto las bacterias anaerobias producen gases malolientes al ambiente.
- **Lagunas de oxidación facultativas:** Estas lagunas poseen tres zonas en torno a su profundidad, una zona superficial donde predominan bacterias y algas, una zona profunda anaerobia donde se almacenan los sedimentos que son degradados fermentativamente, y una zona intermedia aerobia/anaerobia donde los compuestos orgánicos son descompuestos por bacterias aerobias, anaerobias y facultativas.
- **Lagunas de acabado:** Son lagunas construidas para mejorar la calidad de agua de los efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales, son construidas cuando se necesita mejorar la calidad de agua del efluente (Comisión Nacional del Agua, 2007).

2.2.2.1. Laguna de oxidación “El Espinar”. Las lagunas de oxidación denominado “El Espinar” conforman un sistema que trata las aguas residuales provenientes de la ciudad de Puno; está compuesto por un sistema de cámaras de rejillas, un desarenador, un medidor Parshall y un sistema de tuberías que descarga en una laguna de oxidación primaria conectada posteriormente a una laguna de oxidación secundaria la cual descarga por medio de buzones al lago Titicaca. Los afluentes residuales provenientes de la ciudad de Puno son conducidos a través de la red de alcantarillado a un sistema de tratamiento conformado por Lagunas de oxidación. Estas tienen como tratamiento físico preliminar un sistema de cámara de rejillas, un desarenador y dos módulos hidráulicos de caudal (Parshall) unidos paralelamente. Luego, las aguas residuales son conducidas a los tubos de descarga distribuidos alrededor de la Laguna de oxidación Primaria, posteriormente, estas descargan en seis buzones de salida que derivan hacia la Laguna de oxidación secundaria, y finalmente van hacia tres buzones, los cuales desembocan en una tubería de descarga final que va hacia el del Lago Titicaca (Valdez Ortiz, 2022).

2.2.2.2. Estado actual de la situación operacional de las lagunas. Actualmente ambas lagunas ya no trabajan de acuerdo al diseño y propósito establecido, por la excesiva carga orgánica que viene recibiendo y tratando, haciendo que su eficiencia de remoción esté en detrimento, lo cual ha ocasionado problemas como: malos olores (Gases de metano y otros), exceso de nutrientes (Nitrógeno y Fósforo) y principalmente sobresaturación de agentes patógenos (Bacterias de origen Termo tolerantes y otros), lo que conlleva a que los parámetros del efluente sobrepasen los LMP establecidos por las Normativas, en especial la del D.S. No 003-2010-MINAM y las de origen Internacional dadas por ejemplo por la Agencia de Protección Ambiental – EE. UU (EPA).

Respecto al caudal de ingreso, en promedio llega a ingresar hasta 350 L/s ($0.35 \text{ m}^3/\text{s}$) de afluente residual, el cual varía de acuerdo con el horario e influencia pluvial que se presente en cada estación del año (Valdez Ortiz, 2022).

2.2.3. *Coagulación*

La coagulación es un paso importante para la eliminación de los sólidos en suspensión y la turbidez, parámetros importantes en el tratamiento de aguas residuales (Tran et al., 2020). Es un proceso en el cual se busca desestabilizar las partículas coloides mediante la eliminación de la repulsión electrostática que existe entre dos partículas y mejorar el predominio de las fuerzas de Van der Waals para que estas partículas se agrupen en un tamaño mayor (Vejarano & Principe, 2021). La mayoría de partículas coloides están cargados negativamente y son estables debido a la repulsión electrostática que lo hacen indivisible. El uso de coagulantes para el proceso de coagulación-floculación neutraliza la carga del coloide anulando las fuerzas electrostáticas repulsivas (Medina, 2021a).

La transición en las tecnologías de clarificación ha posicionado al Policloruro de Aluminio (PAC) como un coagulante inorgánico pre-hidrolizado de alto rendimiento, superando a las sales convencionales (como el sulfato de aluminio) debido a su capacidad para formar especies poliméricas de alta carga, particularmente el ion tipo Keggin (Al_{13}), que maximiza la neutralización de coloides en rangos amplios de pH (Chen et al., 2018). La evidencia científica reciente ha validado rangos de dosificación específicos para diversas matrices: en aguas residuales municipales y de alta turbidez, las dosis óptimas reportadas oscilan típicamente entre 10 mg/L y 60 mg/L. Por ejemplo, Medina (2021) identificó una dosificación de 50 mg/L como la más eficiente para reducir la turbidez en aguas de procesos con alta concentración de sólidos, mientras que

Tsoutsas et al. (2024) reportaron eficiencias superiores al 98 % utilizando 25 mg/L. En matrices de mayor complejidad química, como las de la industria cosmética o textil, las dosis pueden escalar hasta 2.6 g/L, lo que demuestra la versatilidad del PAC frente a diferentes cargas contaminantes (Zhang et al. 2023). En ese sentido, la aplicación de 40 mg/L de la presente investigación está respaldado por los antecedentes experimentales para aguas residuales municipales crudas, como un segmento medio de los rangos de eficacia técnica para este tipo de vertimientos.

2.2.3.1. Factores que influyen en la coagulación. Según Vejarano & Principe (2021), los principales factores que influyen en la coagulación son:

- **Valencia:** El valor de la valencia iónica influye directamente en la eficacia del coagulante.
- **Capacidad de cambio:** Es la capacidad que tiene un compuesto para reemplazar un catión de valencia baja por un catión de valencia alta o mayor, todo esto para desestabilizar las partículas coloides.
- **Tamaño de las partículas:** El tamaño de las partículas influencia directamente en la formación de flóculos, partículas que tienen un diámetro entre 1 a 5 μm forman el núcleo de los flóculos mientras que partículas mayores a 5 μm son incorporadas en los flóculos.
- **Temperatura:** Este factor influye en el tiempo de reacción y en la generación de flóculos, a medida que la temperatura del agua disminuye, las reacciones químicas son más lentas y por tanto la generación o formación del floculo tomara más tiempo.
- **Concentración de pH:** El pH tiene un rol fundamental al momento de formar los flóculos debido a que cada coagulante tiene un rango de pH optimo en el cual funciona eficazmente.

- **Relación cantidad-tiempo:** Este factor representa la relación inversa de proporción entre el coagulante y el tiempo de floculación.
- **Alcalinidad:** Este factor es muy importante al momento de coagular el agua debido a que está relacionada fuertemente con la influencia que tiene el pH.

2.2.3.2. Tipos de coagulantes. Según Vejarano & Principe (2021), los tipos de coagulantes se dividen principalmente en:

- **Coagulantes inorgánicos:** Son coagulantes de origen químico muy usados en el tratamiento de agua, como el cloruro férrico, sulfato de aluminio, PAC, entre otros.
- **Polielectrólitos:** Son polímeros orgánicos sintéticos que suelen ser efectivos a un pH alto, se clasifican en:
 - **Catiónicos:** Eliminan partículas cargadas negativamente mediante la formación de aniones, y son más efectivos a valores bajos de pH.
 - **Aniónicos:** Eliminan partículas cargadas positivamente mediante la formación de cationes, y son más efectivos a valores altos de pH.
 - **Neutros:** Eliminan partículas cargadas tanto positiva como negativamente, tienden a formar cationes y aniones mediante la adición de altas dosis de coagulante.
- **Coagulantes naturales:** Son coagulantes de origen natural, provenientes en su mayoría de reacciones químicas naturales de plantas o animales, no son tóxicos y son solubles en el agua. Pueden actuar tanto como coagulantes y/o floculantes en el agua contaminada y son una alternativa que viene presentando un gran potencial a pesar de que aún no se utilizan plenamente.

2.2.4. Floculación

La floculación es un proceso que utiliza un agente floculante para reducir las fuerzas de repulsión y la estabilidad coloidal de las partículas dispersas en el agua, estas partículas se agrupan en flóculos debido a la predominancia de las fuerzas de Van der Waals (Liu et al., 2021). En algunos casos, se usa un floculante para aumentar el peso del flóculo previamente formado por el coagulante; esto favorece el engrosamiento del flóculo (Medina, 2021a).

Este proceso mejora las condiciones de sedimentación en el agua, dado que, al unir las partículas desestabilizadas, estas aumentan su peso y son fácilmente eliminables por filtración. Tal y como lo mencionan Maćczak et al. (2020), este proceso de floculación es el resultado de diferentes interacciones electrostáticas, enlaces de hidrogeno, interacciones hidrofóbicas y formación de puentes iónicos; dentro de estas interacciones existen dos mecanismos principales que son:

- **Neutralización de carga:** Es la reducción del potencial electrocinética que conduce a la creación de las fuerzas atractivas de Van Der Waals, facilitando su agregación y sedimentación.
- **Puente de polímero:** Mecanismo de adsorción del polímero sobre las partículas coloidales dando como resultado bucles que pueden adherirse a partículas adyacentes formando agregados más grandes.

2.2.4.1. Factores que afectan la floculación. Según Maćczak et al. (2020), los parámetros más importantes que influyen en el proceso de floculación son:

- **pH:** El pH influye en la potencial zeta y modifica el mecanismo de adsorción, en un ambiente alcalino aumentar la dosis del floculante no contribuye a mejorar

el rendimiento del proceso. Una floculación eficaz requiere un pH óptimo para un tipo de floculante específico, en este caso se recomienda la acidificación del ambiente para mejorar el proceso de floculación.

- **Concentración del floculante:** También llamado dosis del floculante, una concentración insuficiente o demasiado alta genera un proceso ineficaz
- **Tiempo de floculación:** Depende del tipo y cantidad de impurezas y sobre todo del tipo de floculante. La hidrodinámica de los sedimentos, es decir, el tamaño, forma y densidad de los sedimentos cambia con el tiempo afectando el curso de la floculación.
- **Temperatura:** El aumento de la temperatura acelera el movimiento de las partículas, aumentando la probabilidad de colisión y agregación, a temperaturas bajas los procesos físicos y químicos ocurren más lento.

2.2.4.2. Tipos de floculantes. Según Liu et al. (2021), ellos indican que los floculantes se dividen en:

- **Floculantes inorgánicos:** Son floculantes formados por cationes polivalentes que en su mayoría están compuestos por sales solubles de aluminio; los más representativos son sulfato de aluminio, PAC, cloruro férrico y sulfato ferroso.
- **Floculantes poliméricos orgánicos:** Son floculantes en su mayoría sintéticos o poliméricos que contienen grupos activos a lo largo de su cadena polimérica; los más conocidos son los derivados de poliacrilamida y polietilenimina.
- **Biofloculantes:** Son sustancias macromoleculares biológicas con actividad floculante obtenidas de distintas fuentes biológicas como vegetales (polisacáridos extraídos del cactus), animales (biofloculantes obtenidos de *Ruditapes philippinarum*) y microbianas (extracción de un caldo de fermentación de microorganismos).

2.2.5. Test de jarras

El test o prueba de jarras es el método más común que refleja las condiciones del proceso de coagulación-floculación y sedimentación comúnmente usados, es un método experimental cuyo propósito es estimar la dosis óptima del floculante y las condiciones necesarias para lograr una calidad de agua específica (Maćczak et al., 2020). Este método es una técnica muy usada a escala laboratorio para determinar la dosis óptima de coagulantes para el proceso de clarificación del agua, y también sirve para determinar si un efluente puede ser tratado de manera eficiente y de manera rentable (Rubio & Saravia, 2020).

2.2.5.1. Condiciones de la prueba de jarras. Las condiciones en las que se lleva a cabo la prueba de jarras varían de acuerdo con el insumo utilizado o el sistema que se quiere representar; este método se divide en tres partes: mezcla rápida, mezcla lenta y sedimentación. En general, las condiciones para el proceso de coagulación son rápidas (menos de 10 s), mientras que para la floculación es más larga (20 a 45 min), y para el proceso de sedimentación es de 1 h (Maćczak et al., 2020).

- **Mezcla rápida:** La mezcla rápida tiene como objetivo suministrar energía suficiente para dispersar todo el volumen de coagulante dentro del volumen de agua, el proceso consiste en inyectar en la prueba de jarras la dosis óptima del producto elegido para remover la turbiedad del agua (Rubio & Saravia, 2020).
- **Mezcla lenta:** Este proceso se realiza mediante un ligero movimiento de energía mecánica que busca la unión de las partículas coloidales, es importante tener en cuenta el tiempo del movimiento y las velocidades, dado que a velocidades altas existe la posibilidad de que los flóculos se rompan (Rubio & Saravia, 2020).

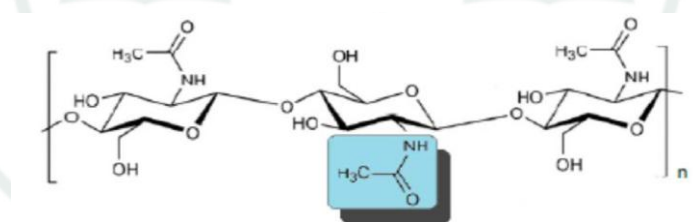
- **Sedimentación:** Este proceso consiste en la sedimentación por gravedad de los flóculos formados previamente, cuando se aplica una concentración óptima del coagulante hace que se formen flóculos con características óptimas para su sedimentación (Vejarano & Principe, 2021).

2.2.6. Quitina

La quitina es un polisacárido lineal nitrogenado de origen natural, blanco, duro, cristalino, con un alto peso molecular; compuesto por una cadena lineal de unidades de N-acetil-2-amino-2-desoxi-D-glucosa unidas por enlaces glicosídicos β (1- $\rightarrow$ 4) (Figura 1). Es el polisacárido natural más abundante después de la celulosa, debido a la tasa de regeneración en la biosfera que es el doble que la celulosa (Tello, 2017). Posee excelentes propiedades como su biocompatibilidad, no toxicidad al ambiente, adsorbente y biodegradable (Vejarano & Principe, 2021).

Figura 1

Estructura química de la quitina



Nota. (Tello, 2017)

2.2.6.1. Tipos de Quitina. De acuerdo con los tipos de organizaciones cristalinas que adopta la molécula de quitina, esta se clasifica en tres tipos (Romero-Serrano & Pereira, 2020):

- **Ordenamiento antiparalelo (α):** presente en la mayor cantidad de artrópodos, siendo la más abundante, estable, altamente cristalina (80 %) y presenta los más fuertes enlaces intermoleculares. Se encuentra en superficies duras o rígidas.
- **Ordenamiento paralelo (β):** encontrado mayoritariamente en calamares, gusanos gigantes e insectos. Resulta más reactiva, semicristalina, más soluble y con débiles fuerzas intermoleculares; además puede hincharse y convertirse en la forma α por ser metaestable y es capaz de biosintetizarse en condiciones específicas.
- **Ordenamiento asimétrico (γ):** es el menos común, y además se ha asociado como una distorsión de las organizaciones α y β ; aunque también se ha reportado su presencia en capullos de insectos (escarabajos) y en paredes celulares de hongos.

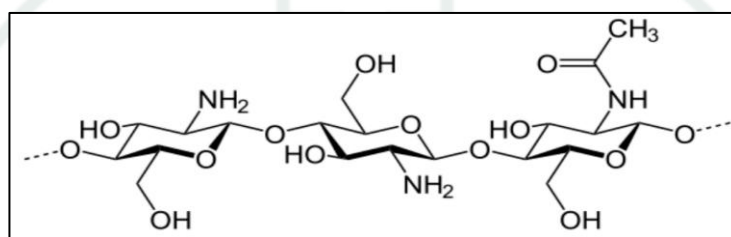
2.2.7. Quitosano

El quitosano es un polisacárido lineal también llamado copolímero catiónico, derivado de la desacetilación de la quitina, componente encontrado en los caparazones de los crustáceos, peces o paredes celulares de hongos. Este polisacárido consta de un copolímero lineal de D-glucosamina y N-acetil-D-glucosamina, unidos entre sí por enlaces glicosídicos del tipo β (1 $\rightarrow$ 4) (Figura 2), que son los responsables de la variabilidad en la composición molecular (Maćczak et al., 2020). El quitosano es el único polisacárido catiónico pseudoneutral con una amina alifática primaria en su estructura, capaz de formar sales con ácidos y crear polielectrolitos de pH menores que

6.5. Es insoluble en agua, en ácidos concentrados, bases o solventes orgánicos comunes; pero es soluble en ácidos minerales y orgánicos diluidos como el ácido acético (CH_3COOH). Las principales características del quitosano son su baja toxicidad, biodegradabilidad, biocompatibilidad y bajo costo de producción. Estas ventajas hacen que sea aplicable a distintas industrias como agrícola, alimenticia, farmacéutica, entre otras (Tello, 2017).

Figura 2

Formula química del quitosano



Nota. Maćczak et al., 2020

El quitosano es obtenido mediante un proceso de desacetilación de la quitina, un elemento estructural presente en el exoesqueleto de crustáceos, hongos y algunas algas e insectos. Las características que presenta su estructura lo convierten en excelente agente emulsionante, absorbente y adsorbente. Este biopolímero se caracteriza por poseer una gran cantidad de grupos amino libres que son muy reactivos para la quelación de cationes metálicos a pH más o menos neutros (Delgado, 2021).

El quitosano se ha consolidado como un biopolímero catiónico disruptivo para el tratamiento de aguas, gracias a su alta densidad de grupos amino ($-\text{NH}_2$) que facilitan la remoción de contaminantes mediante mecanismos de neutralización de carga y puenteo polimérico. La viabilidad técnica de este insumo es altamente dependiente del origen de la materia prima y del grado de desacetilación (GD), lo que genera una variabilidad considerable en las dosis reportadas en la literatura. Mientras que en aguas

superficiales o como coadyuvante se utilizan dosis bajas (0.75 a 10 mg/L), en el tratamiento primario de aguas residuales crudas los rangos experimentales se expanden significativamente (De Paz Arroyo, 2025). Investigaciones bibliográficas como la de Ramos (2021) señalan que las dosis de quitosano pueden variar entre 2 mg/L y 3000 mg/L según la carga de sólidos y la pureza del biopolímero. Además, estudios específicos sobre efluentes de alta carga, como los de curtiembres, han reportado dosis operativas de hasta 30 g/L para alcanzar los estándares ambientales. Asimismo, investigaciones recientes sobre aguas residuales municipales utilizando quitosano obtenido de subproductos marinos han validado dosis de 2000 mg/L para obtener remociones superiores al 90%.

2.2.7.1. Propiedades físicas, químicas y biológicas del quitosano

Según Tello (2017), dentro de las principales propiedades que posee el quitosano son:

- **Grado de acetilación:** El grado de acetilación es una de las propiedades más importantes dado que determina las características funcionales y fisiológicas, y se calcula según el contenido de grupos aminos presentes en la cadena polimérica del quitosano. Dentro de los principales factores que afectan el grado de acetilación se mencionan: la concentración álcali, tratamiento previo, tamaño de la partícula y densidad de la quitina.
- **Solubilidad:** Esta propiedad se atribuye al quitosano debido a que se encuentra cargado positivamente en solución ácida debido a la presencia de aminos primarios que le dan una carga positiva y aumentan su capacidad hidrofílica. Cuando más del 50 % de los grupos aminos del quitosano son protonados el quitosano tiende a solubilizarse.

- **Contenido de cenizas:** Las cenizas son impurezas que poseen los polímeros como el quitosano, y están constituidas principalmente por el residuo orgánico que queda después de que la materia orgánica es quemada. El análisis de las cenizas permite observar las combinaciones que posee el material y los minerales presentes en los compuestos orgánicos.
- **Biodegradabilidad:** La biodegradabilidad es una propiedad que permite al quitosano descomponerse en elementos químicos naturales mediante la acción de agentes biológicos como el sol, agua, bacterias, plantas y animales. Además, el quitosano es bioadsorbible y biodegradable en el medio ambiente.
- **Propiedades biológicas:** El quitosano es un biopolímero no tóxico, biocompatible y biodegradable. Su bioactividad hace que estimule procesos de cicatrización, mejora de la actividad inmune, mucoadhesión, actividad antimicrobiana, bacteriostática y fungistática.

2.2.7.2. Fuentes de obtención. Las fuentes de obtención pueden venir de distintos organismos, la composición de grupos amino-acetilos es muy variable lo cual genera una variabilidad del tamaño molecular. La industria de pesca es el principal proveedor, debido a que esta genera gran cantidad de residuos de exoesqueletos de crustáceos como el langostino, camarón, calamar, entre otros (Tello, 2017). A continuación, en la Tabla 1 se presenta la composición química de las principales fuentes:

Tabla 1

Composición química porcentual de las principales fuentes

Origen	Composición Química (%)				
	Humedad	Proteínas	Cenizas	Lípidos	Quitina
Caparazones de jaiba y cangrejo					
<i>Callinectes sapidus</i>	46.8	7	38.5	0.4	7.3
<i>Paralithodes camtschaticus</i>	50	11	23	0.5	15.5
<i>Chionectes opilio</i>	n.r.	10.3	57.9	1.35	26.65
Camarón Penaeus Sp.					
Cabeza	77.04	12.9	5.2	2.06	2.8
Cascara	65	22.1	9.2	0.5	6.2
Krill Euphasia superba	n.r.	41	23	11.6	24
Langosta					
<i>Linuparus trigonus</i>	13.5	17	54.7	n.r.	n.r.
<i>Palinurus argus</i>	11.8	11	55	n.r.	10.6
Pluma de calamar					
<i>Dosidicus gigas</i>	60	24.16	0.4	0.26	18.9
<i>Loligo Sp.</i>	50	32.75	0.25	n.r.	17
Escamas de peces					
<i>Oreochromis niloticus</i>	13.8	54.25	36.06	0.34	n.r.
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	9.89	62.89	26.71	0.5	n.r.

Nota. (Tello, 2017)

2.2.7.3. Proceso de obtención del quitosano. El proceso de obtención de quitosano se lleva a cabo mediante un acondicionamiento inicial de la materia prima en el cual se busca limpiar las impurezas, luego un proceso de desproteinización el cual busca remover las proteínas mediante el uso de insumos químicos como el hidróxido de sodio (NaOH) diluido, luego de esto se realiza un proceso de desmineralización la cual busca remover las impurezas orgánicas mediante la adición de ácido clorhídrico (HCl) , y finalmente se realiza un proceso de decoloración el cual busca exponer al sol la materia o mediante el uso de permanganato de potasio (KMnO₄) y ácido oxálico (C₂H₂O₄). Finalmente, la quitina obtenida luego de todos los procesos mencionados es desacetilada mediante el uso de NaOH concentrado, para poder obtener el subproducto de la quitina llamado quitosano (Tello, 2017).

Según Tello (2017), para la obtención de quitosano a partir de trucha arcoíris se deben seguir los siguientes procesos:

- **Acondicionamiento de materia prima:** Este proceso consiste en una serie de lavados sucesivos con agua a punto de ebullición y agua fría para la eliminación de impurezas y materiales extraños adheridos a la superficie; posteriormente a esto, se tamiza y reduce el tamaño de las escamas a partículas sólidas pequeñas para facilitar el contacto con las sustancias químicas.
- **Despigmentación química:** Las escamas de los pescados contienen pigmentos que pueden afectar el proceso de obtención de la quitina, existen impurezas como la astacina y luteína que pueden afectar la calidad del proceso de obtención de quitina. Los compuestos más usados para este proceso son: etanol, éter, cloroformo, acetona, peróxido de hidrogeno al 5 % o hipoclorito de sodio (NaClO) al 0.32 %.

- **Desproteínización:** El proceso consiste en separar la proteína del material biológico, se usa mayormente soluciones de NaOH del 1 al 10 % a temperaturas entre los 65 °C y 100 °C durante un periodo que va desde 1 h hasta 1 d. La relación entre los fragmentos de escamas y la solución alcalina varía desde 1:5 hasta 1:10, expresada en kg de solido por L de solución. Es recomendable un tratamiento separado por tiempos cortos debido a que tratamientos de largo periodo con temperaturas altas provoca la ruptura de las cadenas del polímero causando una desacetilación parcial, despolimerización y modificaciones indeseables. Adicionalmente, es importante tener un mezclado uniforme tratando de optimizar la velocidad de agitación, de tal manera que se evite la formación de espuma característica de los procesos de desproteínización.
- **Desmineralización:** Este proceso consiste en remover el contenido mineral presente en los residuos de exoesqueletos de crustáceos o escamas de pescados, constituido principalmente por carbonato de calcio, fosfato de calcio y carbonato de magnesio. Para la remoción de estos compuestos se realiza un tratamiento ácido, el ácido más usado es el HCl en soluciones diluidas y a temperatura ambiente. También es posible usar otros ácidos como el ácido nítrico, CH₃COOH o ácido fórmico; sin embargo, la concentración y cantidad de estos ácidos junto con el tiempo de tratamiento varía dependiendo la naturaleza del material biológico y su estado al momento de la extracción debido a los posibles contaminantes que se encuentran en el medio. Deben evitarse tratamientos a temperaturas altas, debido a que provocan la degradación del polímero, este proceso logra obtener cloruro disuelto en el efluente acuoso y la liberación de dióxido de carbono. Es importante asegurar que la quitina haya

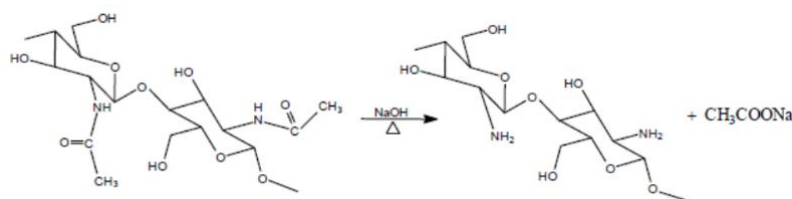
sido lavada hasta el punto de neutralizada luego del proceso, dado que una parte del ácido usado para la desmineralización se pierde dejando como consecuencia la disminución de la concentración. Es posible el uso de soluciones alcalinas para asegurar que la quitina no contenga algún ácido retenido y para alcanzar un pH neutro.

- **Desacetilación:** La desacetilación es el proceso por el cual la quitina es transformada en el subproducto llamado quitosano, este proceso se basa en la remoción de los grupos acetil de las cadenas moleculares de la quitina (Figura 3). La cantidad de grupos aminos está relacionado con las propiedades fisicoquímicas, biodegradabilidad, reactividad entre otros. Las condiciones de preparación del quitosano varían dependiendo de factores como el origen de la materia prima, técnicas de extracción, tratamiento previo, composición química, estado del material al momento de la extracción y el grado de desacetilación deseado. El grado de desacetilación posee una relación directa con los grupos aminos libres presentes en el quitosano producido, y posee una estrecha relación con las propiedades fisicoquímicas.

La autora señala que la obtención del quitosano a partir de la quitina se puede realizar mediante diferentes métodos, sin embargo, el método con mejores resultados fue el método químico heterogéneo. El cual consiste en someter la quitina en una solución alcalina caliente con NaOH, este método se debe realizar varias veces y por periodos cortos de tiempo debido a que periodos largos de tiempo pueden reducir la longitud de la cadena y reducir su peso molecular. Para evitar la despolimerización y la variación del peso molecular se recomienda realizar este método en ausencia de oxígeno o usando algún antioxidante.

Figura 3

Reacción termo alcalina de desacetilación de la quitina



Nota. Maćczak et al., 2020

2.2.7.4. Factores que afectan la obtención del quitosano. Según Tello (2017), existen diversos factores que pueden afectar el rendimiento para la obtención del quitosano y son:

- **Temperatura:** La temperatura de desacetilación juega un papel importante en el proceso debido que a medida que esta se incrementa, se incrementa el porcentaje de desacetilación y las reacciones de degradación produciendo una disminución en el tamaño final del polímero.
- **Tiempo de reacción:** El tiempo sugerido es de 2 h debido a que después de este tiempo no se producen cambios en el grado de desacetilación, aunque si genera una degradación en la cadena final del quitosano. El incremento del tiempo de reacción puede generar una reducción en el tamaño de la cadena polimérica final del quitosano.
- **Concentración alcalina:** La disminución en la concentración hidroxílica de la disolución aumenta el tiempo para la obtención del quitosano soluble en medio ácido. A medida que disminuye la concentración de hidróxido, disminuye su viscosidad y el tamaño del producto final.
- **Proporción de quitina y disolución alcalina:** La relación de proporción entre la quitina y la disolución alcalina es un factor que influye en el proceso de

desacetilación, debido a que es necesario un alto grado de fluidez del polímero sobre la mezcla de reacción para obtener un adecuado producto final.

- **Tamaño de partícula:** El hinchamiento de las partículas de quitina influyen en la velocidad de desacetilación, debido a que las partículas de menor tamaño requerirán un tiempo menor para su hinchamiento aumentando la velocidad de desacetilación.

2.2.7.5. Calidad del quitosano. La evaluación de la calidad del quitosano obtenido se basa en la pureza del polímero, el cual se analiza mediante sus características fisicoquímicas. La composición de las cadenas del quitosano varía dependiendo el método de obtención, es por esto que es importante analizar las características fisicoquímicas que afectan el rendimiento de este polímero. Para caracterizar las propiedades fisicoquímicas de este polisacárido es importante determinar el grado de acetilación, su masa molecular, el contenido de humedad, el contenido de proteínas y el contenido de cenizas, entre otras (Tello, 2017).

2.2.8. Grado de Acetilación

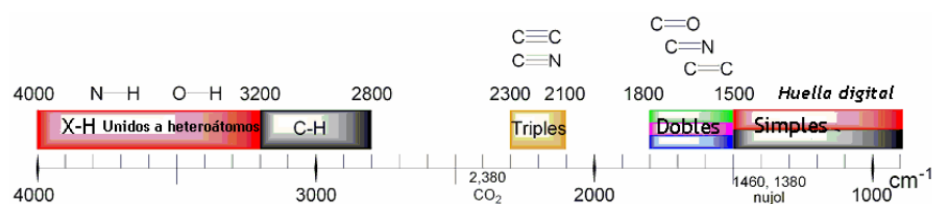
El grado de acetilación es uno de los principales factores para evaluar la calidad del quitosano, representa el porcentaje de grupos acetilos que quedan presentes luego del proceso de desacetilación, este proceso genera la formación de grupos amino mediante la sustitución de los grupos acetilo en la cadena polimérica. La quitina aislada se caracteriza evaluando el grado de acetilación o desacetilación definido como la fracción molar de unidades glicosídicas N-acetiladas. El grado de acetilación varía constantemente debido al estado y origen de las distintas fuentes de quitina, el valor típico es de 0.90. Existen diversos métodos para determinar el grado de desacetilación, uno de los más usados es el método FTIR (Tello Palma, 2017).

2.2.9. *Espectroscopia infrarroja (FTIR)*

Es el método comúnmente usado para el análisis del grado de desacetilación del quitosano, es un método simple y rápido debido a que no requiere una disolución o tratamiento previo. Este método nos ayuda a identificar la estructura del quitosano y el grado de acetilación, se basa en la absorción producida por la molécula cuando se suministra la energía de un haz de luz infrarroja. Este análisis producido por la absorción de la energía en cada longitud de onda se logra mediante el escaneo del espectro generado por la molécula usando un rayo monocromático o mediante cálculos matemáticos usando una transformada de Fourier. También nos ayuda a identificar la huella dactilar característica de una molécula, debido a que cada molécula tiene diferentes vibraciones lo que genera una adsorción distinta de las longitudes de onda del espectro electromagnético infrarrojo (Figura 4). Este método logra caracterizar sustancias estructurales muy complejas y genera un espectro de absorbancia que indica las longitudes de onda que absorbe la molécula, ayudando a identificar que enlaces covalentes posee esta molécula. Esta identificación de enlaces se logra mediante el análisis de los espectros electromagnéticos producidos por la molécula, en la zona del espectro infrarrojo medio (longitudes de onda de 4000 a 1300 cm^{-1}) se pueden observar una serie de bandas debido a las vibraciones generadas por dos átomos de una misma molécula, las cuales nos ayudan a identificar grupos con hidrogeno, enlaces dobles y/o enlaces triples aislados. En la zona del espectro infrarrojo lejano (longitudes de onda de 1300 a 400 cm^{-1}) se puede identificar la huella dactilar de cada molécula específica debido a que cada banda esta generada por absorciones individuales sumadas o multiplicidad de bandas, las cuales ayudan a identificar las pequeñas diferencias estructurales de cada molécula en específico (Tello, 2017).

Figura 4

Bandas observadas del espectro infrarrojo



Nota. (Tello, 2017)

Este análisis del espectro infrarrojo nos ayuda a identificar los grupos funcionales amida y carbonilo, las cuales son distintas para la quitina y para el quitosano. Para la quitina, por ser una muestra sólida el rango de bandas que se observa va desde 3500 a 3180 cm⁻¹ debido a los grupos de hidrógeno, los grupos carbonilo son observables en las bandas de 1680 a 1630 cm⁻¹, las deformaciones de los enlaces covalentes de nitrógeno-hidrógeno las bandas a observar son de 1640 a 1150 cm⁻¹. Por otro lado, para el quitosano se observa las vibraciones de estiramiento de los enlaces covalentes de nitrógeno-hidrógeno mediante las bandas de 3500 a 3300 cm⁻¹ y la deformación del grupo amino mediante las bandas 1640 a 1500 cm⁻¹ (Tello, 2017). La Tabla 2 presenta los grupos funcionales y las bandas asociadas a cada una de ellas:

Tabla 2

Grupos funcionales considerados en la espectroscopia infrarroja

Región	Grupo funcional
3750-3500	NH – OH
3500-3600	- OH
3410-3450	NH
2880-2950	C – H
1680-1630 y 1640-1550	CH ₃ – C(=O) – NH- R
1650	C = C
1300-1480	C – H
1110-1200	O – H
1020-1073	C - O – C
578 y 1000	Estructura de polisacárido
Nota. (Tello, 2017)	

2.3. Marco legal

Constitución política del Perú

Del artículo 2°, inciso 22°: Toda persona tiene derecho a la paz, la tranquilidad, al disfrute del tiempo libre y al descanso, así como a gozar de un ambiente equilibrado y adecuado para el desarrollo de su vida

Ley N° 28611, Ley General del Ambiente

El cual establece los principios y normas básicas para asegurar el efectivo ejercicio del derecho a un ambiente saludable, equilibrado y adecuado para el pleno desarrollo de la vida

Del artículo 90°: El estado promueve y controla el aprovechamiento sostenible de las aguas continentales a través de la gestión integrada del recurso hídrico, previniendo la afectación a su calidad ambiental y de las condiciones naturales de su entorno.

Ley N° 29338, Ley de los recursos hídricos

Ley que regula el uso y gestión de los recursos hídricos, tiene como finalidad regular el uso y gestión integrada del agua, la actuación del Estado y de los particulares en dicha gestión, así como de los bienes asociados a esta. Comprende el agua superficial, subterránea, continental y los bienes asociados a esta y se extiende al agua marítima y atmosférica

Decreto Supremo N° 012-2009-MINAM

En el cual se aprueba la ‘Política Nacional del ambiente al 2030’, la cual sirve como herramienta del proceso estratégico para el desarrollo del país, constituye la base para la conservación del ambiente, asegurando el uso sostenible, responsable, racional, y ético de los recursos naturales y del medio que lo sustenta, para así contribuir al desarrollo integral, social, económico y cultural del ser humano, en armonía con su entorno

Decreto Supremo N° 003-2010-MINAM

En el cual se aprueban los Límites Máximos Permisibles para los efluentes de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas o Municipales, con la finalidad de controlar los excesos en los niveles de concentración de sustancias físicas, químicas y biológicas presentes en efluentes o emisiones, para evitar daños a la salud y al ambiente

Decreto Supremo N° 004-2017-MINAM

En el cual se establecen los niveles de concentración de los elementos, sustancias, parámetros físicos, químicos y biológicos presentes en el agua en su condición de cuerpo receptor para que no represente un riesgo significativo para la salud de las personas ni para el medio ambiente.



CAPÍTULO III

METODOLOGÍA

3. METODOLOGÍA

3.1. Tipo y nivel de investigación

La investigación fue cuantitativa debido a que se realizó una recolección de datos para probar la hipótesis mediante un análisis estadístico. El diseño fue de tipo experimental, ya que se realizó una manipulación de las variables independientes (dosis de quitosano y PAC) para analizar su efecto en las variables dependientes (remoción de turbidez y SST). Asimismo, tiene un alcance correlacional, debido a que se enfoca en determinar el grado de eficacia de los coagulantes en el tratamiento de agua residual (Hernández-Sampieri & Mendoza Torres, 2023).

3.2. Diseño de la investigación

El diseño de esta investigación fue un diseño completamente al azar (DCA) con tres tratamientos: quitosano como coagulante (QUIT), policloruro de aluminio como coagulante (PAC), y policloruro de aluminio como coagulante y quitosano como floculante (PACQUIT). Cada tratamiento tuvo 3 repeticiones dando un total de 9 tratamientos. El PAC fue diluido al 1% y se aplicó 4 mL; mientras que el quitosano fue diluido al 4% y se aplicó 28 mL. Las pruebas de jarras fueron realizadas en base a un volumen de 1 L de agua residual; aplicando una mezcla rápida de 300 rpm durante 10 s, una mezcla lenta con 50 rpm durante 20 min y un tiempo de sedimentación de 30 min. El análisis estadístico se realizó aplicando un ANOVA y la prueba de Tukey para determinar el mejor tratamiento. Las tablas 3 y 4 muestran la descripción del diseño experimental aplicado.

Tabla 3*Diseño experimental detallando los tratamientos aplicados*

Tratamientos	Repetición 1	Repetición 2	Repetición 3
Policloruro de aluminio (PAC)	PAC1	PAC2	PAC3
Quitosano (QUIT)	QUIT1	QUIT2	QUIT3
Policloruro de aluminio + Quitosano (PACQUIT)	PACQUIT1	PACQUIT2	PACQUIT3

Nota. Elaboración propia**Tabla 4***Variables del diseño experimental*

Tipo de variable	Variable	Indicadores	Escala	Instrumento
Independiente	Tipo de coagulante	PAC, QUIT, PACQUIT	nominal	Agitador magnético
	Turbidez	Porcentaje de remoción de turbidez	%	Turbidímetro
Dependiente	Sólidos suspendidos totales	Porcentaje de remoción de SST	%	Balanza analítica + sistema de filtración

Nota. Elaboración propia

3.2.1. Área de estudio

El área de estudio se localizó dentro de la ciudad de Puno, a 3827 msnm y con una población de 137 629 habitantes. Las muestras de agua fueron recolectadas de la PTAR “El Espinar” (Figura 5), ubicada en las coordenadas 417708.67E 8245210.75N, la cual realiza el tratamiento a las aguas residuales de origen municipal de la ciudad de Puno. Este sistema posee un pretratamiento que filtra los sólidos grandes y dos lagunas de estabilización los cuales recopilan el agua de origen doméstico o municipal de toda la ciudad de Puno.

Figura 5

Sistema de Lagunas de Estabilización “El Espinar”



Nota. Google earth

3.2.2. Población y tamaño de muestra

La población analizada estuvo representada por el agua residual municipal que llega al sistema de tratamiento de lagunas de estabilización PTAR “El Espinar” de la ciudad de Puno. La muestra de agua residual fue recolectada mediante un muestreo puntual a las 7 a.m. en la caja entrada de la PTAR con coordenadas 417708.67E 8245210.75N, antes del pretratamiento y de las lagunas de estabilización, tal como se muestra en la

Imagen 1, Anexo 3. Luego de realizar un planteamiento no probabilístico del tamaño de la muestra y tomando como referencia el estudio planteado por Vejarano & Principe (2021); se determinó realizar un muestreo compuesto de 60 L de agua residual de la PTAR ‘‘El Espinar’’.

3.3. Métodos de investigación

3.3.1. *Determinación de los parámetros fisicoquímicos iniciales (pH, temperatura, DBO₅, coliformes termotolerantes y SST) del afluente de la PTAR de la ciudad de Puno.*

Para la caracterización del agua residual del afluente inicial se realizó el muestreo en la caja de recolección de agua a la entrada de la PTAR ‘‘El Espinar’’ de Puno. Esta agua fue recolectada en diferentes envases de plástico previamente esterilizados y sellados, se añadieron reactivos para estabilizar las muestras según cada parámetro. Luego, se pusieron en una caja de tecnopor con ice packs para mantener una temperatura debajo de los 4 °C tomando como referencia el ‘‘Protocolo de Monitoreo de la Calidad de los Efluentes de las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas o Municipales’’. La medición del pH y temperatura se realizó in situ al momento de tomar las muestras de aguas residuales. El análisis de SST, DBO₅ y coliformes termotolerantes se realizó por triplicado, como se muestra en el Anexo 5, y se promedió para obtener un valor inicial fijo.

3.3.1.1. Análisis de Sólidos Suspendedos Totales (SST). Para el análisis de SST se aplicó el método SM 2540-D de determinación de sólidos totales suspendidos (SMEWW, 2012), mediante los siguientes procesos:

- **Preparación del filtro de fibra de vidrio:** Primero, se colocó el filtro en el equipo de filtración al vacío; posterior a ello, se aplicaron tres volúmenes

sucesivos de 20 mL de agua desionizada y se procedió a succionar la muestra para eliminar las trazas de agua. Posteriormente, se removió el filtro del aparato de filtración y se transfirió a una placa de vidrio rotulada. Luego, se llevó el filtro a una estufa a 105 ° C por 1 h y se dejó enfriar a temperatura ambiente en un desecador. El ciclo de secado, incineración, enfriamiento, desecación y pesado se repitió hasta conseguir un peso constante.

- **Selección de la Alícuota:** Para este paso se escogieron 25 mL de la muestra.
- **Análisis de Muestra:** Se ensambló el aparato de filtrado y realizó la succión de la muestra. Posteriormente, se humedeció el filtro con una pequeña cantidad de agua para asentarla. Seguidamente, se agitó la muestra por medio de un agitador magnético a 350 rpm para reducir el tamaño de partículas y obtener muestras más uniformes. Simultáneamente, se pipeteó el volumen medido sobre el filtro de fibra de vidrio y se lavó el filtro con 3 volúmenes sucesivos de 10 mL de agua desionizada para permitir su drenaje entre cada filtración, como se observa en la Imagen 2, Anexo 3. Posteriormente, se continuó con la succión cada 3 min aproximadamente, hasta que se culminó con la filtración.

Finalmente, se retiraron los filtros de las muestras del aparato de filtración y se colocaron en una plancha de aluminio, para secarlos por 1 h en la estufa a una temperatura de 105 °C; después, se colocaron en un desecador a temperatura ambiente para posteriormente ser pesados. Se repitió el ciclo de secado, enfriamiento, desecado y pesado hasta que se consiguió un peso constante.

Para el cálculo de SST se aplicó la siguiente ecuación:

$$L=(A-B)\frac{1000}{V} \quad (1)$$

Donde:

$L = \text{SST (mg)};$

$A = \text{peso de residuo seco en el filtro (g)};$

$B = \text{peso del filtro (g)};$

$V = \text{volumen de la muestra (mL)}.$

3.3.1.2. Análisis de Coliformes termotolerantes. El análisis de coliformes termotolerantes se realizó mediante el método SMEWW-APHA-AWWA-WEF Parte 9221 E 1, (SMEWW, 2023) detallado a continuación:

- **Prueba presuntiva:** Se preparó una batería con series de cinco tubos conteniendo 10 mL de Caldo Lauril Triptosa (CLT) de concentración doble y, series de cinco tubos con 10 mL de CLT de concentración simple. Las muestras de agua fueron agitadas vigorosamente unas 25 veces antes de ser analizadas, para asegurar una buena homogeneización. Luego, se inoculó 1 mL de cada muestra original en cinco tubos con CLT de concentración simple y 10 mL en cinco tubos con CLT de concentración doble. A continuación, se transfirió con una pipeta estéril, 1 mL de cada muestra original a un tubo con 9 mL de agua de dilución. De esta manera, se tuvo la primera dilución de 10^{-1} , donde 1 mL de esta representa 0,1 mL de la muestra original. Posteriormente, se homogeneizó la dilución de 10^{-1} y usando una nueva pipeta estéril se transfirió 1 mL a un nuevo tubo de dilución, teniendo así la segunda dilución 10^{-2} . Siendo que 1 mL de esta corresponde a 0,01 mL de la muestra original. En la Imagen 3, Anexo 3, se muestra cómo se realizó el mismo procedimiento hasta obtener diluciones de 10^{-4} . Se agitó vigorosamente por unas 25 veces la última dilución efectuada y se inoculó 1 mL de la dilución en cada uno de los 5 tubos con CLT de

concentración simple. Seguidamente, los 5 tubos fueron incubados por 24 h a 35 °C. Para pasar la primera prueba confirmativa se examinaron y se separaron los tubos con CLT positivos, es decir, aquellos que presentaron reacción ácida. Mediante esta prueba se confirmó que la dilución base es 10^{-4} . Asimismo, se efectuó el mismo procedimiento para diluciones de 10^{-3} y de 10^{-5} , obteniéndose 5 tubos por cada dilución. Dicho procedimiento se realizó para obtener el valor de la triada, que fue utilizada para la prueba confirmativa con medio de cultivo EC.

- **Prueba Confirmativa:** Se agitaron y se inclinaron los tubos de CLT para evitar que toquen la película superficial. Con un asa de siembra estéril, se transfirió una asada de los cultivos positivos de CLT a los tubos con medio de cultivo EC. Posteriormente, se incubaron los tubos inoculados a 44,5 °C en baño termostático por 24 h. Luego, se retiraron los tubos del baño maría y se agitaron suavemente para observar la producción
- de gas. Como se presenta en la Imagen 4, Anexo 3, se procedió a la lectura considerando como reacción positiva toda formación de gas en los tubos Durham y finalmente se obtuvo como resultado los tres valores que corresponden al número de reacciones positivas por cada dilución.
- **Análisis de datos:** El cálculo de la densidad probable de bacterias coliformes fecales se obtuvo a partir de la triada formada de la combinación de los resultados positivos y negativos obtenidos en cada dilución. La densidad de coliformes fecales se expresó como Número más Probable (NMP) de coliformes por 100 mL y se obtuvo a través de la Tabla 5, en la que se presenta el límite de confianza de 95 % para cada valor de NMP determinado.

Tabla 5*Límites de confianza para cada valor de NMP*

Tratamientos	Combinación de Positivos	NMP/100, mL	Límites de Confianza	
			Min	Max
Inicial	5/4/2000	130	36	400
PAC	5/5/2000	240	70	710
Quitosano	0-0-0	<1.8	-	6.8

Nota. Elaboración propia

Una vez obtenido el valor de NMP, se tuvo en cuenta el volumen inoculado por muestra para ser aplicado en la siguiente fórmula:

$$\text{Valor de NMP en la tabla} \times \frac{10}{\text{Vol. dilución inicial}} = \frac{\text{NMP}}{100} \text{ mL} \quad (2)$$

3.3.1.3. Análisis de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅). Para el análisis se tuvo en cuenta el método estándar de determinación de DBO- SM 5210 B (SMEWW, 2023), el cual se detalla a continuación:

- **Preparación de la muestra y pretratamiento:** Primeramente, se realizó un ajuste de pH en la muestra debido a que los valores de pH en 2 de las muestras fueron menores al rango recomendado (6 - 8), se ajustó la temperatura de la muestra a 20 °C y se procedió con la adición de 10 mL de NaOH al 10 % para obtener el pH recomendado. En caso de las otras muestras, no se realizó la regulación de pH.
- **Selección y almacenamiento de la fuente de agua para dilución de muestras de DBO₅:** Se utilizaron 2 L de agua mineral como disolvente, asegurándose de

que estuviera libre de metales pesados como el cobre (<0.05 mg/L) y de sustancias tóxicas como el cloro (<0.10 mg/L), ya que podían interferir con las mediciones. El agua se almacenó antes de su uso en una botella de vidrio esterilizada durante 24 h.

- **Preparación del agua de dilución:** Previamente a su preparación, se verificó que la concentración de OD en el agua almacenada fuese al menos de 7,5 mg/L antes de utilizar el agua para los ensayos de DBO₅. Se añadió 1 mL de los siguientes reactivos por cada L de solución: tampón fosfato, MgSO₄ (Sulfato de magnesio), CaCl₂ (Cloruro de calcio) y FeCl₃ (Cloruro férrico). Luego, se mezcló vigorosamente y se ajustó la temperatura a 20 °C.
- **Preparación de las diluciones:** Usando el agua de dilución preparada en el punto anterior, se realizaron tres diluciones por cada muestra preparada previamente estimando que se haya producido un valor de OD residual mayor a 1,0 mg/L y un consumo de OD por parte de la actividad biológica menor a 2,0 mg/L, después de 5 d de incubación, se utilizó el 5 % de agua residual, de acuerdo con la tabla 6:

Tabla 6

Matriz de porcentaje de disolución

Tipo de Matriz	Dilución, %	Volumen de Muestra, mL	Volumen Final, mL
Aguas	1	10	100
Residuales no Tratadas	5	50	500

Nota. Elaboración propia

Se utilizó una pipeta de punta ancha para añadir 50 mL de la muestra al 5 % a una probeta de 200 mL. Se llenó la probeta con agua de dilución en relación 2:3, es decir 60 mL de agua de dilución, asegurándose de que no entrara aire. La mezcla se agitó bien y luego se transfirió la dilución a tres botellas de 100 mL para DBO₅, cuidando que los sólidos no se sedimenten durante la transferencia. A cada botella se le transfirió 30 mL para que los nutrientes no estén limitados y no se reduzca la actividad biológica.

- **Adición de suspensiones en siembra:** Para la adición de suspensiones en siembra, se añadió 1.5 mL del sobrenadante de las muestras originales, agitando las suspensiones para asegurar que la misma cantidad de microorganismos es añadida a cada botella de DBO₅, tal como se muestra en la Imagen 5, Anexo 3.
- **Sellado de botellas:** Para completar el sellado de las botellas, se adicionó 10 mL agua de dilución de manera tal que al colocar la tapa no se formen burbujas en la botella. Y para evitar el filtrado de aire, se utilizó un sello de agua para cada botella, así como un capuchón de aluminio en la boquilla para evitar la evaporación del sello durante la incubación.
- **Determinación de OD inicial:** Se utilizó el método de electrodo de membrana para determinar el Oxígeno disuelto inicial. Este método se basó en la difusión del oxígeno a través de una membrana selectiva hacia un electrolito. El oxígeno se redujo en el cátodo del electrodo, generando una corriente eléctrica que fue proporcional a la concentración de oxígeno disuelto.
- **Incubación de la muestra:** Se incubó la muestra a 20 °C durante 5 d para la Determinación del OD final.

Finalmente, se aplicó la siguiente fórmula para determinar el DBO:

$$DBO_5 \frac{mg}{L} = \frac{(D_1 - D_2) \cdot (S) V_s}{P} \quad (3)$$

60

Donde:

D_1 = OD de la muestra diluida inmediatamente después de la preparación (mg/L);

D_2 = OD de la muestra diluida después de 5 d de incubación a 20 °C (mg/L);

S = consumo de oxígeno de la semilla (OD/mL);

V_s = volumen de siembra en la botella de ensayo respectiva (mL);

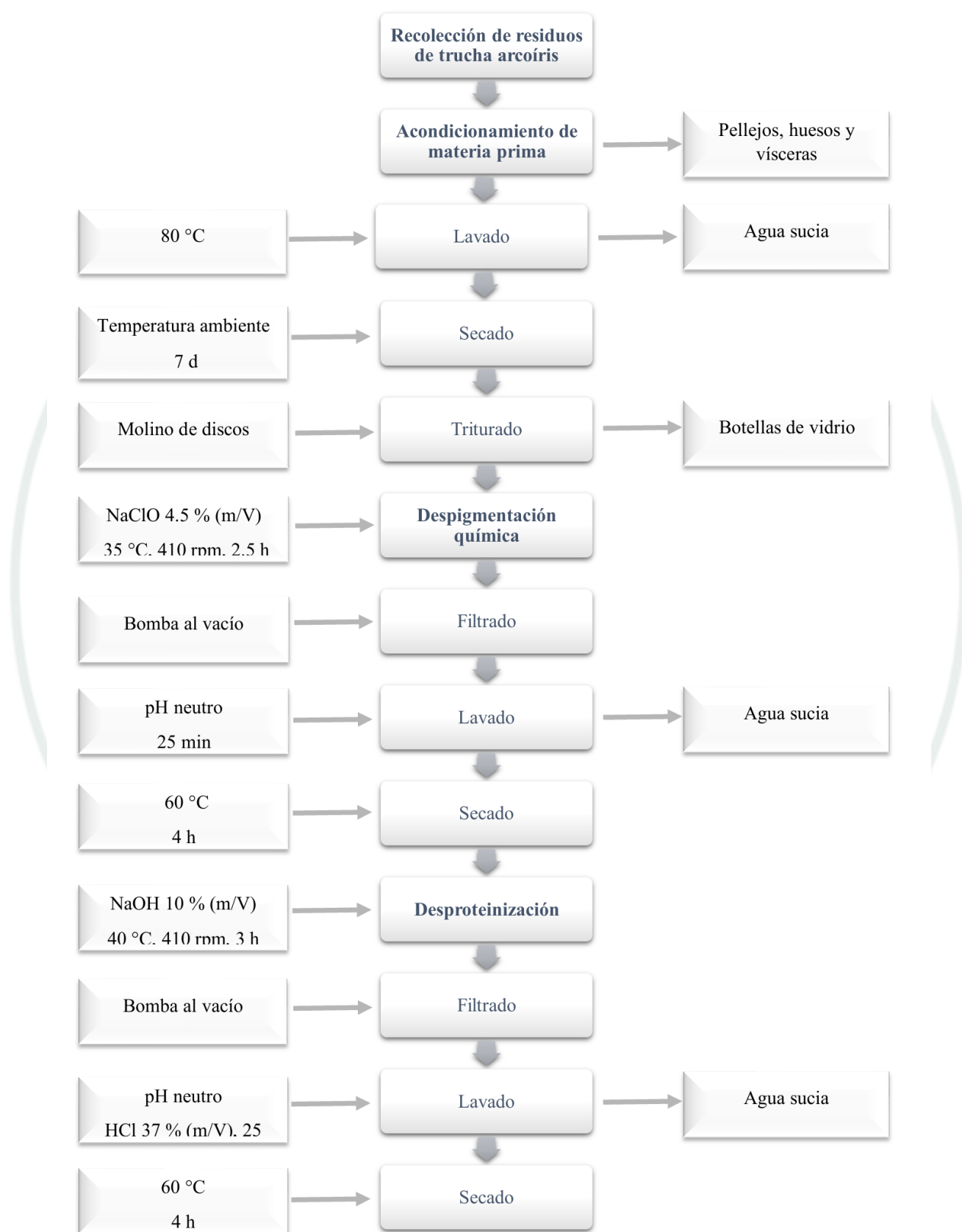
P = fracción volumétrica decimal de la muestra usada, (1/P) es el factor de dilución.

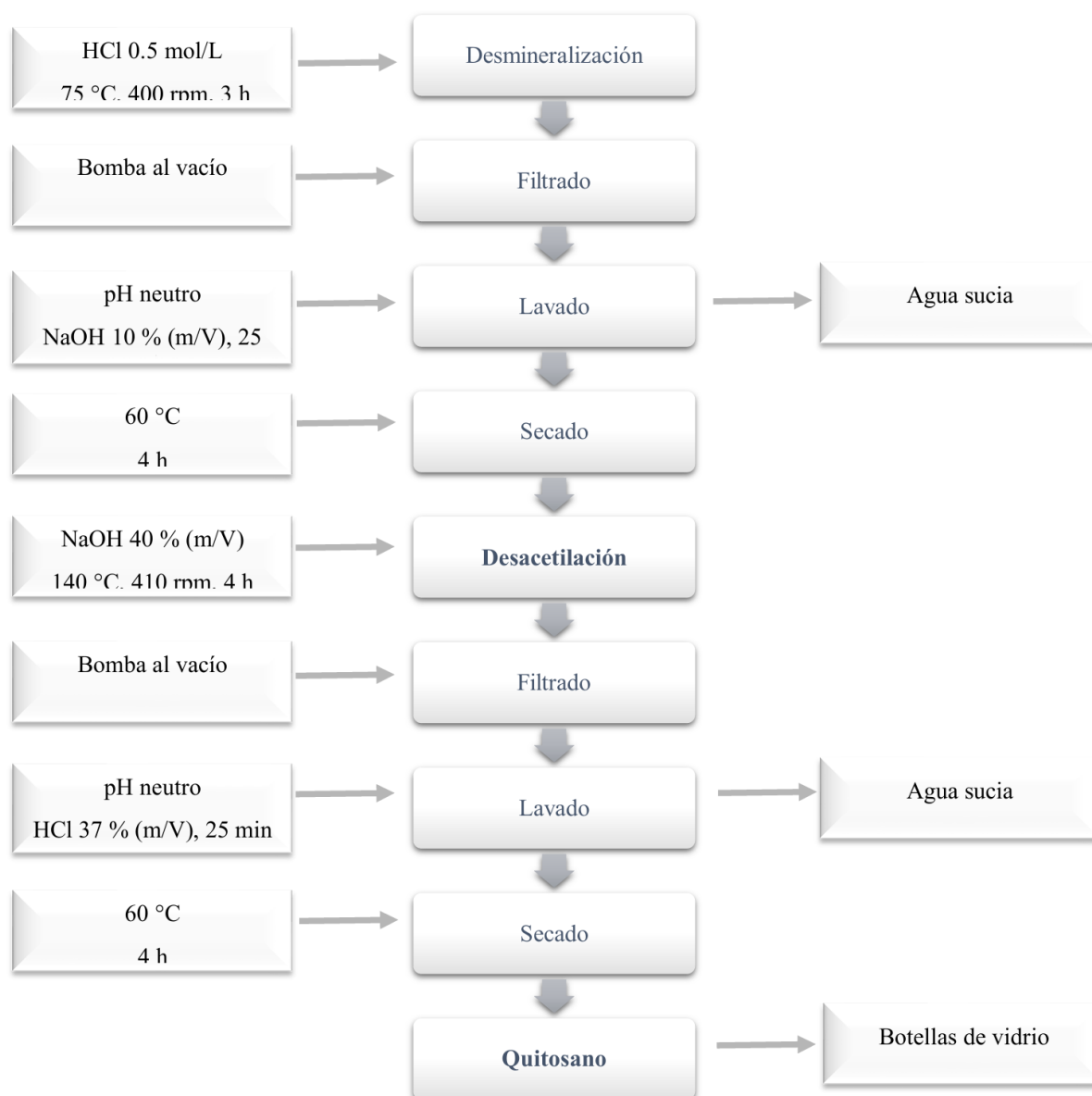
3.3.2. *Análisis del rendimiento del proceso de elaboración de quitosano a partir de escamas de trucha arcoíris “*Oncorhynchus mykiss*” mediante el método gravimétrico durante cada etapa.*

3.3.2.1. Proceso de elaboración de quitosano. El quitosano fue obtenido a partir de 2 kg de residuos escamas de trucha arcoíris, obtenidos del mercado Unión y Dignidad de la ciudad de Puno. Como primer paso, se separaron las escamas de trucha de las vísceras, estas fueron sometidas a diferentes procesos fisicoquímicos para producir este coagulante, tomando como base la metodología planteada por Tello (2017) y los detalles mencionados por la revisión realizada por Saheed et al. (2021). A continuación, se presenta el diagrama de flujo de elaboración de quitosano, el cual ofrece una perspectiva organizada de la secuencia de actividades llevadas a cabo para la obtención de quitosano (Figura 6).

Figura 6

Diagrama de flujo de Elaboración de Quitosano





Nota. Elaboración propia

- **Acondicionamiento de materia prima.** En esta etapa, las escamas se lavaron con agua a 80 °C y se enjuagaron con agua a presión varias veces. Posteriormente, fueron escurridas y se dejaron secar en bandejas en un espacio ventilado, sin presencia directa de rayos solares a temperatura ambiente, durante 7 d para eliminar la humedad, como se observa en la Imagen 6, Anexo 3. Finalmente, el producto obtenido se trituyó en un molino de discos para reducir su tamaño, hasta que se obtuvo un polvo fino como en la Imagen 7, Anexo 3.

- **Despigmentación química.** En esta etapa se pesaron 130 g de la materia prima obtenida previamente y se vertieron en un vaso de precipitado de 2000 mL. Posteriormente, se añadieron 1300 mL de una disolución de NaClO previamente preparada, a una concentración de 4.5 % (m/V). Se mezclaron la materia prima con el disolvente en una relación de 1:10, es decir, que por cada gramo de materia molida se aplicó 10 mL de disolvente; mediante un proceso de agitación continua en un agitador magnético a 35 °C de temperatura y a una velocidad de 410 rpm durante 2.5 h, como se observa en la Imagen 8, Anexo 3. Finalmente, se filtró usando una bomba al vacío y se lavó con agua destilada 5 veces, con un tiempo promedio de 5 min entre cada lavado, hasta obtener un pH neutro. El producto obtenido fue secado en una estufa eléctrica a 60 °C durante 4 h.
- **Desproteínización.** Para esta etapa se preparó previamente una solución de NaOH al 10 % (m/V). Por otro lado, se pesó 60 g de materia prima despigmentada en un vaso de precipitado de 1000 mL. Posteriormente, se mezclaron la materia prima y la solución de NaOH en una relación 1:10 con agitación constante a una velocidad de 410 rpm, a una temperatura de 40 °C durante 3 h como se muestra en la Imagen 9, Anexo 3. Luego de este proceso, se filtró la materia desproteínizada con una bomba de vacío, y fue lavada con agua destilada 5 veces, con un tiempo promedio de 5 min entre cada lavado, hasta obtener un pH neutro. Para acelerar el proceso de lavado y llegar a un pH neutro, se añadió 18 mL de HCl al 37 % de concentración. Finalmente, el producto final fue secado en una estufa a 60 °C durante 4 h para retirar toda la humedad presente.
- **Desmineralización.** Para esta etapa se preparó previamente una solución de HCl al 0.5 N. Asimismo, se pesó 39 g de materia prima desproteínizada y se vertió en un vaso de precipitado de 1000 mL. Seguidamente, se mezcló en cada vaso la materia prima

desproteínizada con la solución de HCl en una relación de 1:10 con agitación constante a una velocidad de 400 rpm y una temperatura de 75 °C, durante 3 h como se presenta en la Imagen 10, Anexo 3. Luego de este proceso, se lavó con agua destilada y se añadió 1.5 mL de una solución de NaOH al 10% (m/V) para alcanzar el pH neutro y se filtró usando una bomba de vacío. Finalmente, la materia prima fue secada en una estufa a 60 °C durante 4 h y se pesó para evaluar el rendimiento.

- **Desacetilación.** Para esta etapa se preparó previamente una solución de NaOH con una concentración de 40 % (m/V). Posteriormente, se pesó 15 g. de materia prima desmineralizada y se vertió en un vaso de precipitado de 1000 mL. Se añadió una solución de NaOH preparada previamente en una relación de 1:10, con agitación constante, a una velocidad de 410 rpm y a una temperatura de 140 °C durante 4 h como se observa en la Imagen 11, Anexo 3. A continuación, se filtró la materia prima con el uso de la bomba de vacío, se lavó con agua destilada y se añadieron 18 mL de HCl al 37 % para llegar al pH neutro. Finalmente, el producto obtenido fue secado en una estufa a una temperatura de 60 °C durante 4 h. El producto final fueron 14.45 g de quitosano, el cual fue pesado y envasado en una botella de vidrio de borosilicato de 100 mL debidamente acondicionada.

3.3.2.2. Cálculo del rendimiento. Para analizar el rendimiento de cada proceso en la elaboración del quitosano; se realizó el pesaje del producto al momento de finalizar cada etapa con una balanza analítica (Vejarano & Principe, 2021). A continuación, se plantea la fórmula que se usó para determinar el rendimiento:

$$\%R = \left(\frac{RR}{RT} \right) * 100 \quad (4)$$

Donde:

R = rendimiento del proceso (%);

RR = masa neta sobrante luego del proceso (g);

RT = masa inicial antes del proceso (g).

3.3.3. Determinación del grado de desacetilación del quitosano mediante espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier (FTIR) con el fin de correlacionar sus propiedades estructurales con su eficiencia como coagulante.

La calidad del quitosano elaborado a base de escamas de trucha arcoíris se analizó mediante el uso del FTIR, este instrumento nos permite calcular el grado de acetilación o desacetilación que posee el quitosano. El análisis se realizó en el laboratorio de operaciones unitarias del área de investigación en ingeniería de la Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa como se adjunta en el Anexo 6.

Para calcular el grado de desacetilación se obtuvo los valores de transmitancia que estaban en las longitudes 3450 cm^{-1} (banda de referencia del estiramiento del OH^-), y de la longitud 1655 cm^{-1} (banda de referencia de la amida I). Se utilizó la ecuación planteada por Curbelo et al. (2021):

$$DA = 100 - \left[\left(\frac{A_{1655}}{A_{3450}} \times \frac{100}{1.33} \right) \right] \quad (5)$$

Donde:

DA = grado de desacetilación;

A_{1655} = valor de la banda en la longitud de onda de $1655\text{ (cm}^{-1}\text{)}$;

A_{3450} = valor de la banda en la longitud de onda $3450\text{ (cm}^{-1}\text{)}$.

3.3.4. Evaluación de la eficiencia del PAC, quitosano y su combinación mediante la determinación de sus dosis óptimas, remoción de turbidez y SST en muestras provenientes de la PTAR ‘El Espinar’, aplicando tratamientos mediante pruebas de jarras estableciendo una agitación de 300 rpm durante 5 s y 50 rpm durante 20 min y su posterior análisis en base a la normativa vigente.

3.3.4.1. Preparación de las disoluciones. La preparación del PAC se realizó una dilución al 1%, tomando como referencia lo mencionado por Correa-Cuadrado et al. (2017). Para ello, se tomó 10 mL de PAC al 10 % con una pipeta graduada y se colocó en una fiola de 100 mL, luego se enrasó con agua destilada para obtener una dilución al 1%.

Por otro lado, para el quitosano se disolvieron 4 g del quitosano elaborado a base de escamas de trucha arcoíris con 30 mL de CH_3COOH al 99 % y enrasando en una fiola hasta 100 mL (Tran et al., 2020), obteniendo una solución estándar de quitosano al 4 % (m/V). Posteriormente, se midió el pH para verificar que esté dentro del rango de 2 a 4; donde ha demostrado ser más eficaz en el tratamiento de aguas residuales (N. Rao, 2015). El quitosano ha demostrado ser más soluble en soluciones ácidas como el CH_3COOH , al usar este ácido varios sitios catiónicos mejoran su solubilidad en el agua e incrementa la repulsión electrostática (Saheed et al., 2021).

3.3.4.2. Protocolo de prueba de jarras. De acuerdo con el manual de instrucciones del test de jarras (Cole-Parmer Instrument Company, c. 2010), se ejecutaron los siguientes pasos:

- Se activó el interruptor de encendido/apagado del controlador. Una vez el controlador programable se inició, se visualizó la ventana de selección principal

- Se seleccionó la opción programa de memorias, se introdujeron 2 secuencias para: la mezcla rápida (coagulación) y mezcla lenta (floculación)
- Se seleccionó una “memoria” para su programación desplazándose con los botones arriba y abajo (up and down).
- Se pulsó ENTER en la memoria seleccionada para editar los valores, en este caso la 1 y 2.
- Se introdujo el valor de RPM deseado y se presionó ENTER para confirmar la velocidad.
- Se introdujo el valor de tiempo deseado y se presionó ENTER para confirmar la velocidad.
- Para introducir los valores en la siguiente memoria se presionó UP y ENTER, para que se visualicen los valores de la memoria 2. En esta memoria se repitieron los pasos anteriores para definir los RPM y tiempos deseados para la memoria 2.
- Finalmente se seleccionó la opción BACK para ir a la pestaña principal y luego la opción RUN SEQUENTIAL para iniciar el proceso.

3.3.4.3. Determinación de la dosis óptima . Para determinar la dosis óptima de cada coagulante se llevó a cabo el proceso de coagulación-floculación siguiendo el método estandarizado de prueba de jarras. Para ello, se configuró la mezcla rápida a 300 rpm durante 10 s para garantizar una dispersión instantánea y completa del coagulante en el medio, lo cual es fundamental para suministrar la energía necesaria que maximice la desestabilización de partículas coloidales (Ebeling et al., 2003). La mezcla lenta fue aplicada a 50 rpm durante 20 minutos, condición que favorece el contacto entre las partículas desestabilizadas y el crecimiento de los flóculos mediante interacciones electrostáticas y mecanismos de puenteo (Murillo et al., 2020). Finalmente, se estableció un tiempo de sedimentación de 30 min para permitir que los flóculos formados precipiten por gravedad y asegurar una clarificación satisfactoria y representativa del efluente (Ebeling et al., 2003).

En este proceso se aplicaron diferentes dosis de policloruro de aluminio (PAC) y quitosano (QUIT), y se midió el valor de turbidez en Unidades Nefelométricas (NTU). Posteriormente, se usó la ecuación planteada por Nouj et al. (2021) para determinar cuál era la dosis que lograba una mayor remoción:

$$\text{Tasa de remoción (\%)} = \frac{\text{Valor inicial} - \text{Valor final}}{\text{Valor inicial}} * 100\% \quad (6)$$

Donde: el valor inicial fue tomado antes del proceso de coagulación-floculación y el valor final fue tomado de cada jarra luego de realizar el proceso de coagulación-floculación.

3.3.4.4. Evaluación de la eficiencia del PAC, quitosano y su combinación en la remoción de turbidez y SST. Para realizar el análisis de la tasa de remoción se utilizaron las dosis óptimas halladas previamente. En este proceso, se aplicó tres tratamientos distintos: una con policloruro de aluminio (PAC), una con el quitosano elaborado (QUIT) y la última con una combinación de ambos coagulantes, usando el policloruro de aluminio como coagulante y el quitosano como floculante (PACQUIT). Para ello, se realizó el uso de las pruebas de jarras usando los tratamientos mencionados con 1 L de agua residual en cada jarra como se observa en la Imagen 12, Anexo 3. Las condiciones experimentales fueron: coagulación durante 10 s a 300 rpm (mezcla rápida), floculación durante 20 min a 50 rpm (mezcla lenta) y sedimentación durante 30 min.

Concluido el proceso, se recogió el agua sobrenadante de las jarras y se midió los valores de turbidez con un turbidímetro y los SST siguiendo el método SM 2540-D descrito en el punto de caracterización inicial del agua residual.

Una vez recopilados los datos se procedió a calcular el porcentaje de remoción de cada coagulante de acuerdo con la ecuación planteada por Nouj et al. (2021) para determinar cuál era el coagulante que lograba una mayor remoción:

$$\text{Tasa de remoción (\%)} = \frac{\text{Valor inicial} - \text{Valor final}}{\text{Valor inicial}} * 100\% \quad (7)$$

Donde: el valor inicial fue tomado antes del proceso de coagulación-floculación y el valor final fue tomado de cada jarra luego de realizar el proceso de coagulación-floculación.

Posteriormente, se llevó a cabo un análisis ANOVA para determinar el grado de relevancia de los tratamientos y se realizó la prueba de Tukey para determinar cuál de los tratamientos es el más eficaz.

3.3.4.5. Análisis de la turbidez y SST en base a la normativa vigente. Estos fueron analizados según el método SM 2540-D de determinación de sólidos totales suspendidos (SMEWW, 2012).

Se analizaron los datos de turbidez y SST del agua residual sobrenadante luego de aplicar los tratamientos para compararlos con la normativa vigente. Se realizó una comparación de los resultados de SST con los LMP para efluentes de PTAR, establecidos por el D.S. N° 003-2010-MINAM.

CAPÍTULO IV
RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Determinación de los parámetros fisicoquímicos iniciales (pH, temperatura, DBO₅, coliformes termotolerantes y SST) del afluente de la PTAR de la ciudad de Puno

La caracterización inicial del afluente se llevó a cabo tomando una muestra del agua que llega a la caja de registro, en la entrada de la PTAR. En la Tabla 7, se presentan los parámetros que fueron monitoreados: pH, temperatura, DBO, coliformes termotolerantes y SST; los cuales fueron comparados con los resultados de monitoreos realizados en el año 2024, por dos entidades encargadas de monitorear el agua residual en Puno: Empresa Municipal de Saneamiento Básico de Puno S.A. (EMSA PUNO), a través del informe N° 1804435 – 2024; y la Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento (SUNASS).

Tabla 7

Resultados de la caracterización inicial del afluente

Parámetros	Unidad	LMP	Caracterización inicial	SUNASS*	EMSA PUNO**
pH	Unidades de Ph	6.5-8.5	8.04 ± 0.08	7.77	8.54
Temperatura	C°	<35	17.63 ± 0.50	18.8	17.6
DBO	mg DBO ₅ /L	100	368 ± 19.47	311	295.5
Coliformes Termotolerantes	NMP/100mL	10000	(1.50 ± 0.82) x 10 ⁸	6 x 10 ⁶	1.4 x 10 ⁸
SST	mg/L	150	248.57 ± 3.19	130	237.4

Nota. n=3

(*) Data proporcionada por SUNASS del año 2024

(**) Data proporcionada por EMSA PUNO del año 2024

Respecto al valor de pH que se obtuvo en la caracterización inicial, el resultado fue de (8.04 ± 0.08) ; en comparación, los valores registrados por SUNASS y EMSA PUNO, fueron 7.77 y 8.54 respectivamente. Es decir que el valor de pH reportado en el presente estudio es mayor al reportado por SUNASS e inferior al reportado por EMSA PUNO. Cabe destacar, que los valores reportados de pH del presente estudio y el reportado por SUNASS, se encuentran por debajo del límite establecido en los LMP.

Para la temperatura, el valor obtenido en la caracterización inicial fue de (17.63 ± 0.50) °C, mientras que el valor registrado por SUNASS fue de 18.8 °C y de EMSA PUNO fue de 17.6 °C. Al compararse los presentes resultados con el valor de temperatura establecido en los LMP, se determinó que todos los resultados se encuentran por debajo del límite permitido.

El valor de DBO que se obtuvo en la caracterización inicial fue de (368 ± 19.47) mg DBO₅/L, el cual supera los valores registrados por la EMSA PUNO y SUNASS, de 295.11 mg DBO₅/L y 311 mg DBO₅/L. Todos los resultados mostraron valores superiores a los permitidos por los LMP. Adicionalmente, Huamán & Argota (2022) presenta valores de DBO₅ de 315 mg DBO₅/L y 268,8 mg DBO₅/L monitoreados antes del tratamiento de las lagunas de oxidación, los cuales fueron superados por la presente investigación.

Respecto a los coliformes termotolerantes, el valor obtenido fue de $(1.50 \pm 0.82) \times 10^8$ NMP/100mL; el cual superó a los valores reportados por SUNASS y EMSA en el 2024 de 6×10^6 NMP/100mL y 1.4×10^8 NMP/100mL. Los resultados reportados en esta investigación y los reportados por las otras entidades, sobrepasaron los LMP.

Finalmente, la caracterización inicial de SST registró un valor de (248.57 ± 3.19) mg/L, superior al reportado por EMSA PUNO de 237.4 mg/L y SUNASS de 130 mg/L. De estos valores, el registrado por SUNASS es el único que no supera los valores establecidos en los LMP. Los valores de la caracterización inicial y de EMSA PUNO estarían superando los LMP establecidos para PTAR.

4.2. Análisis del rendimiento del proceso de elaboración de quitosano a partir de escamas de trucha arcoíris '*Oncorhynchus mykiss*' mediante el método gravimétrico durante cada etapa.

El rendimiento fue analizado en cada etapa mediante el pesaje antes y después de los procesos de despigmentación, desproteinización, desmineralización y desacetilación. En la Tabla 8 se muestran los resultados obtenidos.

Tabla 8

Resultados del rendimiento de los procesos de elaboración del quitosano

Etapas	Rendimiento, %
Despigmentación	46.15
Desproteinización	65.00
Desmineralización	38.46
Desacetilación	96.33

Nota. Elaboración propia

El rendimiento del proceso de despigmentación fue del 46.15 % aplicando NaClO con una concentración de 4.5% (m/V) a 35 °C y 410 rpm durante 2.5 h. Este resultado superó el valor reportado por Tello (2017), cuyo rendimiento fue del 27.94 % usando NaClO a la misma concentración, con una velocidad de 300 rpm a 18 °C durante 2.5 h. Este resultado infiere que

la temperatura y velocidad de agitación generaron condiciones químicas con suficiente poder oxidante para promover la ruptura de dobles enlaces presentes en los pigmentos carotenoides. En ese sentido, Bonfante-Alvarez et al. (2018) mencionan que una temperatura elevada aumenta la velocidad de difusión del agente oxidante y facilita la homogenización del flujo reactivo, favoreciendo la oxidación selectiva.

La desproteínización alcanzó un rendimiento del 65 % aplicando NaOH al 10% (m/V) a 40 °C y 410 rpm durante 3 h. Este resultado fue inferior al 92.98% reportado por Tello (2017) que aplicó NaOH al 10% (m/V) a 18 °C y 300 rpm durante 3 h. En ese sentido, EL Knidri et al. (2019) reportaron un quitosano de alta pureza aplicando NaOH a 100 °C durante 2 h; resaltando que temperaturas elevadas incrementan la reactividad nucleofílica del OH⁻ y facilitan la desnaturalización proteica mediante la ruptura de enlaces peptídicos. Además, Curbelo et al. (2021) mencionan que trabajar a temperaturas menores a 100 °C puede causar una desproteínización insuficiente y afectar el rendimiento de procesos posteriores como la desacetilación. Por otra parte, Trung et al. (2020) resaltan que el uso de NaOH a concentraciones bajas es eficaz para eliminar los residuos proteicos; pero que una agitación excesiva puede incrementar la difusión del álcali (NaOH) hacia zonas no deseadas y que tiempos de reacción prolongados pueden activar reacciones de β -eliminación que degradan parcialmente las cadenas poliméricas. Todo esto indica que las condiciones de agitación y tiempo de mezcla aplicadas en esta investigación pudieron inducir modificaciones no deseadas, reduciendo el rendimiento del proceso.

La desmineralización constituye una de las etapas críticas en la elaboración del quitosano, debido a que las escamas poseen un alto contenido de minerales (fósforo y calcio) que influyen en el grado de pureza del quitosano (Molina-Ramírez et al., 2021). Esta investigación obtuvo un rendimiento del 38.46 % aplicando HCL al 0.5 N a 75 °C y 400 rpm

durante 3 h. Este resultado fue inferior al registrado por Tello (2017), que reportó un rendimiento del 77.31% utilizando HCL al 0.5 N a 18 °C y 300 rpm durante 3 h. Al respecto, Rao et al. (2025) mencionan que la desmineralización suele aplicarse con ácidos diluidos a temperatura ambiente durante tiempos cortos, ya que, al producirse exposiciones prolongadas o velocidades de mezcla demasiado enérgicas se incrementa el riesgo de una hidrólisis parcial de la quitina. El bajo rendimiento obtenido en esta investigación sugiere que la elevada velocidad de agitación y la alta temperatura podrían haber intensificado una solubilización no selectiva, promoviendo la pérdida de minerales junto con material orgánico, y afectando el proceso de elaboración de la quitina. Es por esta razón, que las condiciones de mezcla y temperatura habrían afectado el rendimiento obtenido.

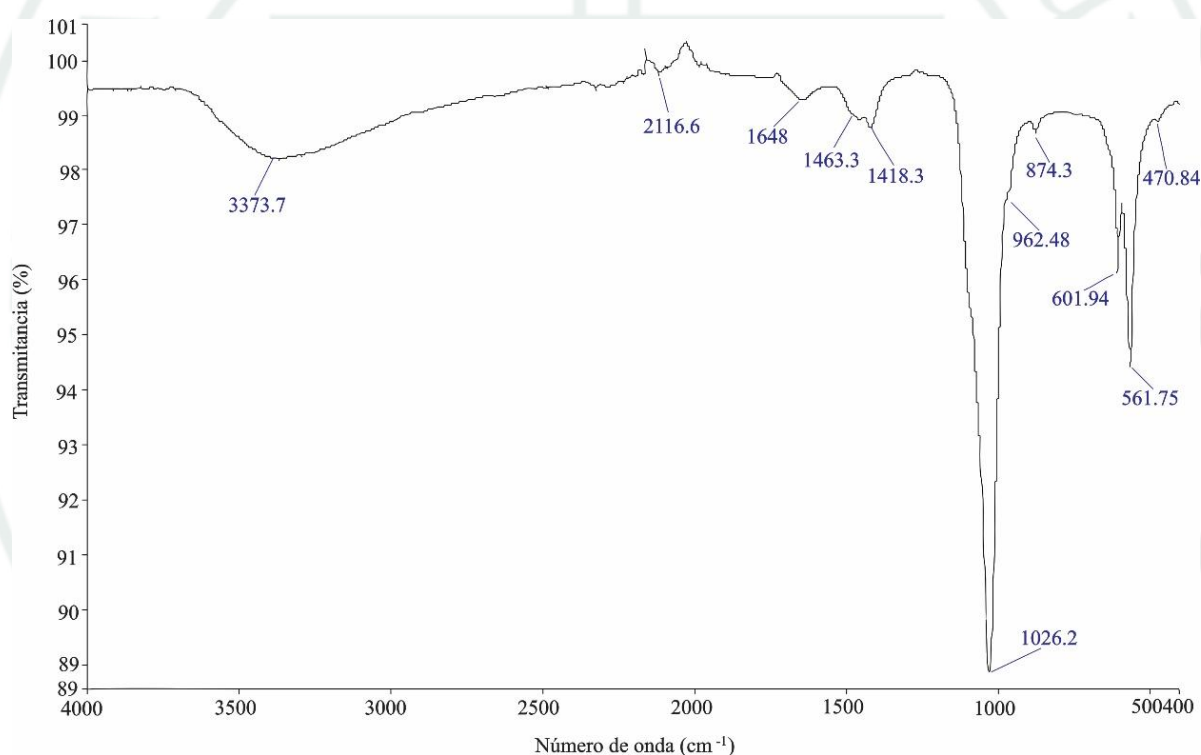
La desacetilación es el proceso más importante donde se transforma la quitina en quitosano mediante la eliminación y transformación de grupos acetilo ($-\text{COCH}_3$) en grupos amino ($-\text{NH}_2$), que son los encargados de formar flóculos con los compuestos coloidales presentes en las aguas residuales (Curbelo et al., 2021). En esta etapa, nuestros resultados obtuvieron un rendimiento del 96.33 % usando NaOH al 40 % a 140 °C y 410 rpm durante 4 h. Este rendimiento fue mayor al reportado por Tello (2017), quien obtuvo un rendimiento del 38.81 % usando NaOH al 40 % a 80 °C y 300 rpm durante 4 h. Al respecto, Saheed et al. (2021) señalan que la desacetilación se trabaja mayormente a temperaturas entre 100 a 160°C con soluciones concentradas de NaOH que favorecen la eficiencia del proceso de desacetilación. Además, Setha et al. (2019) destacan que trabajar a temperatura altas y tiempos de reacción prolongados influyen directamente en las propiedades químicas y físicas del quitosano, dando como resultado un quitosano con alto grado de desacetilación. Los resultados indican que las condiciones aplicadas no habrían generado degradación en las cadenas poliméricas, y que la temperatura aplicada habría facilitado la eliminación de grupos acetilo para favorecer la transformación de quitina a quitosano.

4.3. Determinación del grado de desacetilación del quitosano mediante espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier (FTIR) con el fin de correlacionar sus propiedades estructurales en su eficiencia como coagulante.

Los resultados del FTIR permitió caracterizar la organización molecular del quitosano para contrastarlo con bandas de espectros infrarrojos de otras investigaciones (Figura 7).

Figura 7

Espectro infrarrojo del quitosano elaborado a partir de escamas de trucha arcoíris



Nota. Elaboración propia

Los resultados de la Figura 7 y la Tabla 9 identificaron la banda ancha de 3373.7 cm⁻¹ atribuida al estiramiento de los enlaces O-H y N-H, característico de los grupos hidroxilo y amino libres involucrados en redes intramoleculares de hidrogeno (Sánchez-Machado et al., 2024). Asimismo, la banda 1026.2 cm⁻¹ estuvo relacionada con estiramientos característicos

C-O-C de los enlaces glicosídicos, confirmando la integridad estructural del quitosano. La presencia de la banda 1418.3 cm^{-1} se relacionó con vibraciones en los enlaces N-H y CH_2 , que son compuestos de quitosano parcialmente desacetilados (Bonfante-Alvarez et al., 2018). La banda 1648 cm^{-1} corresponde a la vibración del enlace C=O del grupo carbonilo amida I y exhibió una intensidad elevada lo que sugiere una proporción considerable de unidades N-acetiladas (Curbelo Hernández et al., 2021). La ausencia de bandas dentro del rango $1550\text{-}1590\text{ cm}^{-1}$ indicarían un bajo grado de desacetilación debido a la falta del estiramiento N-H característico de este rango de bandas del grupo amida II (Saheed et al., 2021).

Tabla 9

Bandas encontradas en el espectro infrarrojo del quitosano

Banda infrarroja	Intervalo de frecuencia	Enlace	Grupo funcional
3373.7	3600-3000	O-H	Hidroxilo
1648	1650-1660	C=O	Carboxilo
1418.3	1420-1380	C-H	Metileno
1026.2	1030-1070	C-O-C	Puente eter

Nota. Elaboración propia

El cálculo del grado de desacetilación del quitosano dio como resultado 24.09%, lo que indica una falta de conversión de quitina a quitosano que concordaría con la falta de bandas relacionadas con el grupo amida II. Al respecto, Irawan et al. (2018) reportaron un grado de desacetilación de 97.4 % usando escamas de *Anabas testudineus*; mientras que, Aboudamia et al. (2020) lograron un grado de desacetilación del 86.83 % a partir de *Sardina pilchardus*. Estos autores acentúan la importancia de los parámetros de elaboración de quitosano como la concentración del ácido y álcali, la temperatura, tiempo de reacción para obtener un quitosano

de alta pureza. El bajo grado de desacetilación obtenido en esta investigación podría atribuirse a un tratamiento alcalino insuficiente, bajas condiciones térmicas, cortos tiempos de reacción u otros factores que dificulten la penetración de los reactivos químicos en las escamas. Además, indica una baja disponibilidad de grupos aminos libres, los cuales son los encargados de las interacciones electrostáticas que determinan el comportamiento como coagulante en sistemas de tratamiento de aguas residuales (Saheed et al., 2021).

4.4. Evaluación de la eficiencia del PAC, quitosano y su combinación mediante la determinación de sus dosis óptimas, remoción de turbidez y SST en muestras de agua provenientes de la PTAR “El Espinar”, aplicando tratamientos mediante pruebas de jarras estableciendo una agitación de 300 rpm durante 5 s y 50 rpm durante 20 min y su posterior análisis en base a la normativa peruana vigente.

4.4.1. Determinación de la dosis óptima para PAC y Quitosano

En la Tabla 10 se presenta la evaluación preliminar para determinar la dosis óptima, la cual se realizó mediante pruebas de jarras en laboratorio, evidenciando los altos porcentajes de remoción del PAC que superaron el 98 % en todas las pruebas con una dosis óptima de 40 mg/L. Los resultados sugirieron que aplicando mencionada dosis se propició una coagulación óptima donde la agregación de coloides alcanzó su máxima eficacia. Medina (2021a) mencionó que una turbidez alta requiere una menor dosis de coagulante debido a que existen una mayor cantidad de coloides, esto favoreció la colisión entre estos y el coagulante, identificando una dosis óptima de 50 mg/L. Además, los valores registrados por Mohamed et al. (2024) alcanzaron una remoción del 95 % de turbidez aplicando una dosis optima de 10 mg/L. Tsoutsa et al. (2024) también identificaron una remoción del 98 % de turbidez usando 25 mg/L de PAC. De manera general, a partir de estos resultados se puede inferir que la alta turbidez del agua

residual municipal influye en la dosis aplicada para su tratamiento. No obstante, es importante resaltar que la dosificación es un parámetro sensible a variaciones en la carga y composición del agua residual.

Tabla 10

Resultados de la dosis óptima del policloruro de aluminio

Nota. n=3

Los resultados de las pruebas de jarras aplicadas para determinar la dosis óptima del quitosano elaborado a partir de escamas de trucha *Oncorhynchus mykiss* evidenciaron un

Prueba de jarra N° 1		Prueba de jarra N° 2		Prueba de jarra N° 3	
Dosis de PAC, mL	Remoción, %	Dosis de PAC, mL	Remoción, %	Dosis de PAC, mL	Remoción, %
4	99.22 ± 0.02	2	98.05 ± 0.02	4	98.11 ± 0.02
6	97.73 ± 0.02	4	99.3 ± 0.02	5	96.77 ± 0.02
8	92.94 ± 0.02	6	97.84 ± 0.02	6	95.58 ± 0.02
10	93.76 ± 0.02	8	94.58 ± 0.02	7	95.08 ± 0.02

comportamiento heterogéneo en la eficiencia de remoción de turbidez. En la primera prueba de jarras se alcanzó una remoción del (45.38 ± 0.24) con una dosis de 320 mg/L, mientras que, en la segunda prueba, una remoción del (64.56 ± 0.34) aplicando 400 mg/L y en la tercera prueba, una remoción del (70.05 ± 0.21) con una dosis de 1120 mg/L (Tabla 11). Al comparar estos resultados con la literatura, Cruz (2021) tras realizar pruebas de jarras obtuvo una dosis óptima de 300 mg/L, alcanzando un porcentaje de remoción de 76.30 %, haciendo uso de escamas de pescado de la especie *Oreochromis niloticus*. En contraste, Macea-Triana et al. (2022) obtuvieron una dosis óptima de 150 mg/L haciendo uso de quitosano comercial, con un

porcentaje de remoción de 98.39 %, lo que revela que obtuvieron un mayor porcentaje de remoción haciendo uso de una menor dosis en comparación del presente estudio. Por otro lado, Tsoutsas et al. (2024) mencionan una remoción del 98.91 % aplicando 2000 mg/L de quitosano elaborado a partir de concha de cangrejo. Estos resultados evidencian la influencia de las características del agua a tratar y del origen de la materia del quitosano influyen en la dosificación aplicada para remover contaminantes del agua residual, específicamente materia prima del quitosano influye porque a diferencia del quitosano elaborado experimentalmente, el quitosano comercial tiene mayor grado de desacetilación. Además, Medina (2021) menciona que el pH puede influir en la disminución de la solubilidad del coagulante en el agua, por lo cual se necesita aplicar mayores dosis del coagulante. En la presente investigación, el grado de desacetilación obtenido fue de 24.09 %, valor que refleja una baja disponibilidad de grupos amino libres ($-NH_2$), los cuales son los responsables directos de la protonación y la neutralización de carga coloidal durante el proceso de coagulación-floculación (Saheed et al., 2021). Este resultado es considerablemente inferior al reportado por Irawan et al. (2018), quienes obtuvieron un grado de desacetilación de 97.4 % a partir de escamas de *Anabas testudineus*, y al de Aboudamia et al. (2020), quienes lograron 86.83 % con escamas de *Sardina pilchardus*, ambos con altos desempeños coagulantes a dosis comparativamente bajas. Esta baja concentración de grupos amino reactivos en el quitosano elaborado en la presente investigación explica directamente la necesidad de aplicar una dosis de 1120 mg/L para alcanzar una remoción de 62.01 ± 0.32 % de turbidez, en contraste con los 150 mg/L reportados por Macea et al. (2022) con quitosano comercial de alta pureza, el cual alcanzó una remoción de 98.39 %. Por tanto, las altas dosis requeridas no son una limitación inherente al quitosano como insumo, sino una consecuencia directa de las condiciones de elaboración que resultaron en un producto de bajo grado de desacetilación.

Tabla 11*Resultados de la dosis óptima del quitosano*

Prueba de jarra N° 1		Prueba de jarra N° 2		Prueba de jarra N° 3	
Dosis de QUIT, mL	Remoción, %	Dosis de QUIT, mL	Remoción, %	Dosis de QUIT, mL	Remoción, %
2	41.18 ± 0.21	2	50.88 ± 0.26	14	60.43 ± 0.18
4	42.02 ± 0.22	4	54.39 ± 0.28	18	63.64 ± 0.19
6	42.86 ± 0.22	6	59.25 ± 0.31	22	66.31 ± 0.20
8	45.38 ± 0.24	8	60.21 ± 0.31	28	70.05 ± 0.21
10	44.54 ± 0.23	10	64.56 ± 0.34	-	-

Nota. n=3

Para el PAC, diversos estudios reportan dosis operacionales en el rango de 10 a 60 mg/L (ppm) para aguas residuales municipales y domésticas, siendo más frecuentes valores entre 15–30 mg/L cuando se emplea como coagulante primario para remoción de SST y turbidez. Por ejemplo, Yan et al. (2023) encontraron una dosificación óptima de 15 mg/L de PAC en aguas residuales domésticas, logrando remociones superiores al 98 % de SST mediante mecanismos de neutralización de carga y barrido de flóculos. De forma similar, Zhao et al. (2022) reportaron que una dosis de 20 mg/L de PAC mejoró significativamente la sedimentabilidad del lodo activado y la remoción de contaminantes. Sin embargo, investigaciones como la de Medina (2021) evidencian que en aguas con mayor turbidez inicial las dosis pueden incrementarse hasta 50 mg/L, especialmente cuando se busca reducir turbidez residual por debajo de estándares operacionales.

En términos de diseño, el PAC suele dosificarse en mg/L o g/m³, considerando que 1 mg/L equivale a 1 g/m³. En una planta real, la inyección normalmente se realiza mediante bombas

dosificadoras calibradas en L/h de solución madre, previamente preparada a concentraciones de 5–10 %. La cantidad diaria requerida puede estimarse mediante la siguiente relación:

$$\text{Dosis diaria } \left(\frac{\text{kg}}{\text{día}} \right) = \frac{Q \times D}{1000}$$

Donde:

Q = caudal tratado (m³/día)

D = dosis óptima del coagulante (mg/L)

Aplicando esta ecuación con la dosis óptima determinada experimentalmente de 40 mg/L y el caudal reportado para la PTAR ‘El Espinar’ de aproximadamente 350 L/s (equivalente a 30 240 m³/día), el requerimiento estimado de PAC ascendería a aproximadamente 1 210 kg/día en operación continua. Como referencia comparativa, una dosis de 20 mg/L (correspondiente al límite inferior del rango reportado en la literatura para aguas residuales municipales) implicaría 605 kg/día. La diferencia entre ambos valores subraya la necesidad de ajustar la dosis mediante pruebas piloto que optimicen la eficiencia de remoción frente al costo operacional, considerando además las variaciones estacionales del caudal afluente.

En el caso del quitosano, las investigaciones muestran una mayor variabilidad en las dosis debido a que su desempeño depende del grado de desacetilación, peso molecular, fuente de obtención y condiciones de solubilización. En aguas residuales municipales se reportan dosis típicas entre 5 y 150 mg/L, aunque la mayor eficiencia suele encontrarse en rangos de 10–50 mg/L. Rubio y Saravia (2020) obtuvieron una dosis óptima de 9 mg/L de quitosano, logrando una remoción del 88 % de turbidez, mientras que Vejarano y Príncipe (2021) reportaron una dosificación de 10 mL/L de solución de quitosano como condición óptima para remover SST y turbidez en aguas residuales municipales. Asimismo, Macea et al. (2022) identificaron una dosis efectiva de 150 mg/L, alcanzando remociones superiores al 97 % de SST y turbidez.

Desde el punto de vista técnico, el quitosano puede aplicarse como coagulante principal o coadyuvante del PAC, siendo recomendable en sistemas reales una estrategia híbrida que reduzca el consumo de sales de aluminio. Estudios recientes sostienen que la combinación de PAC con biopolímeros mejora la formación de flóculos, disminuye la producción de lodos químicos y reduce el aluminio residual en el efluente (El Foulani et al., 2022; Tsoutsas et al., 2024). En este contexto, una relación operacional viable para aguas residuales municipales sería emplear PAC entre 10–20 mg/L complementado con quitosano entre 2–10 mg/L, ajustando las dosis según el comportamiento estacional del afluente y la eficiencia observada en pruebas de jarras.

Respecto al tratamiento combinado PACQUIT, donde el PAC actúa como coagulante primario y el quitosano como floculante, la dosificación a escala real puede estimarse aplicando la misma fórmula de forma independiente para cada insumo. No obstante, la bibliografía disponible sugiere que la sinergia entre ambos compuestos permite alcanzar la misma eficiencia con dosis individuales reducidas en comparación con su uso por separado. El Foulani et al. (2022) reportaron que la combinación de PAC con quitosano logró una remoción del 99.51 % de turbidez y 66.66 % de materia oxidable utilizando una dosis conjunta de tan solo 10 mg/L, lo que indica que el efecto sinérgico puede reducir sustancialmente la demanda de cada insumo. Asimismo, De-Paz-Arroyo et al. (2025) confirmaron que la sinergia entre el quitosano de bajo costo y el PAC mejora el proceso de floculación frente al uso individual de cualquiera de los dos. En consecuencia, para la implementación a escala real del tratamiento PACQUIT en la PTAR “El Espinar”, se recomienda partir de un rango de 10–20 mg/L de PAC complementado con 2–10 mg/L de quitosano de alta pureza, y ajustar las proporciones mediante pruebas de jarras piloto que consideren las concentraciones de sólidos y turbidez del afluente en cada época del año, priorizando la minimización del consumo de coagulante inorgánico.

Como criterio de diseño, se recomienda que la dosificación final se seleccione considerando: (i) la menor dosis capaz de alcanzar los objetivos de remoción de turbidez y SST; (ii) estabilidad del pH operacional, preferentemente entre 6 y 8.5; (iii) minimización de lodos químicos; y (iv) cumplimiento de los LMP para efluentes de PTAR establecidos en el D.S. N.º 003-2010-MINAM. En sistemas como “El Espinar”, donde existe sobrecarga hidráulica y alta variabilidad de sólidos, se recomienda además implementar un sistema de control de dosis dependiente de turbidez o SST afluente, permitiendo ajustar automáticamente la adición del coagulante según la calidad instantánea del agua.

4.4.2. Evaluación de la eficiencia del PAC, quitosano y su combinación en la remoción de turbidez y SST

Los resultados de la eficiencia de PAC, quitosano y su combinación se muestran en la Tabla 12, PAC obtuvo mayores porcentajes de remoción de turbidez ($97.73 \pm 0.02 \%$) seguido por la combinación de PAC-Quitosano ($89.74 \pm 0.02 \%$). Sin embargo, el Quitosano como único coagulante obtuvo valores bajos de remoción (62.01 ± 0.32). Por otro lado, los porcentajes de remoción de SST usando solamente PAC ($95.48 \pm 0.14 \%$) fueron bastante cercanos a los valores de PAC-Quitosano ($94.94 \pm 0.26 \%$). A pesar de ello, el uso de Quitosano como único coagulante obtuvo valores bajos en comparación a los demás tratamientos ($62.41 \pm 1.64 \%$).

Tabla 12

Resultados de la tasa de remoción de turbidez y sólidos suspendidos totales

Tratamientos	Remoción de Turbidez, %	Coefficiente de variación, %	Remoción SST, %	Coefficiente de variación, %
Policloruro de aluminio (PAC)	97.73 ± 0.02	0.02	95.48 ± 0.14	0.15
Quitosano (QUIT)	62.01 ± 0.32	0.51	62.41 ± 1.64	2.61
Policloruro de aluminio + Quitosano (PACQUIT)	89.74 ± 0.02	0.02	94.94 ± 0.26	0.27

Nota. n=3

El análisis de varianza (ANOVA) realizado en la Tabla 13 obtuvo un valor p igual a 0, lo que confirmó diferencias significativas entre los tratamientos ($p < 0.05$), rechazando la hipótesis nula donde los valores medios de los tratamientos son iguales y aceptando la hipótesis alterna donde al menos un tratamiento es diferente.

Tabla 13

Análisis de varianza para la turbidez

Fuente	Grados de Libertad	SC Ajustado	MC Ajustado	Valor F	Valor p
Tratamiento	2	2108.84	1054.42	30931.53	0.000
Error	6	0.20	0.03		
Total	8	2109.05			

Nota. Elaboración propia

Los resultados de la prueba de Tukey presentados en la Tabla 14 mostraron que los valores promedio de cada tratamiento son estadísticamente diferentes, e identificó al PAC como el tratamiento más eficiente en la remoción de turbidez (97.73 ± 0.02 %) seguido por el PAC-Quitosano (89.74 ± 0.02 %) y del Quitosano (62.01 ± 0.32 %).

Tabla 14

Análisis de comparación de medias de Tukey al 95%

Tratamiento	Media	Desviación Estándar	Agrupación
PAC	97.73	0.02	A
PAC-Quitosano	89.74	0.02	B
Quitosano	62.01	0.32	C

Nota. Elaboración propia

El ANOVA de la Tabla 15 realizado para los resultados de SST obtuvo un valor p de 0, lo que indicó diferencias significativas entre los tratamientos ($p < 0.05$), rechazando la hipótesis nula donde los valores medios de los tratamientos son iguales y aceptando la hipótesis alterna donde al menos un tratamiento es diferente.

Tabla 15

Análisis de varianza para SST

Fuente	Grados de Libertad	SC Ajustado	MC Ajustado	Valor F	Valor p
Tratamiento	2	2151.67	1075.83	1182.89	0.000
Error	6	5.46	0.91		
Total	8	2157.13			

Nota. Elaboración propia

La prueba de Tukey presentado en la Tabla 16 no mostró diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos que usaron PAC (95.48 ± 0.14 %) y PAC-Quitosano (94.94 ± 0.26 %), lo que indicaría que ambos tratamientos serían estadísticamente iguales.

A pesar de ello, el Quitosano obtuvo valores bajos de remoción (62.41 ± 1.64 %) en comparación a los demás tratamientos.

Tabla 16

Análisis de comparación de medias de Tukey al 95%

Tratamiento	N	Media	Desviación Estándar	Agrupación
PAC	3	95.48	0.14	A
PAC-Quitosano	3	94.94	0.26	A
Quitosano	3	62.41	1.64	B

Nota. Elaboración propia

Estos hallazgos concuerdan con lo reportado por Tsoutsas et al. (2024) que muestran una remoción del 98 % de turbidez usando 25 mg/L de PAC hecho con aluminio reciclado a un pH de 6.5; y lo mencionado por Mohamed et al. (2024) que obtuvieron una remoción de turbidez del 95 % y de SST del 97 % usando 10 mg/L de PAC comercial a pH 7 en el tratamiento de aguas residuales agrícolas. En comparación, los resultados de la investigación sitúan al PAC dentro del rango de remoción para turbidez (97.73 ± 0.02 %) y en un rango inferior para la remoción de SST (95.48 ± 0.14 %) aplicando 40 mg/L de PAC a pH 3.7. Estos resultados sugieren que el pH influye en la dosis de PAC y la capacidad de remoción de turbidez y SST; además, un pH cercano a 7 mejoraría la remoción de SST. En ese sentido, Praptiwi et al. (2022)

mencionan que el PAC es usado debido a su amplio rango de aplicación que varía de 7 a 10. Sin embargo, cuando se aplica a un pH mayor a 9 genera una sobredosis que puede llevar a una acumulación y deposición de aluminio monomérico en el sistema. Por otra parte, Cainglet et al. (2020) destacan al PAC como el coagulante más eficaz para el tratamiento de aguas residuales municipales frente a alternativas orgánicas. Este coagulante actúa disociándose en iones metálicos con carga positiva, dándole un alto potencial de neutralización de contaminantes de carga negativa presentes en aguas residuales y facilitando la formación de flóculos estables (Medina, 2021a). No obstante, los autores subrayan que el uso de coagulantes inorgánicos a base de sales de aluminio incrementa la generación de lodo con altas cargas metálicas. Adicionalmente, Y. Wu et al. (2022) mencionan que la presencia de PAC en el lodo interfiere con procesos biológicos de estabilización al suprimir severamente microorganismos metanógenos acetotróficos e inhibiendo la digestión anaerobia.

En contraste, la eficiencia del quitosano aplicando 1120 mg/L a un pH de 2.8 alcanza una remoción de turbidez ($62.01 \pm 0.32 \%$) y SST ($62.41 \pm 1.64 \%$). En ese sentido, Macea et al. (2022) reportaron una remoción del 98.39 % para turbidez y 97.04 % para SST con un pH de 2.93 pero con una dosis óptima de 150 mg/L en aguas residuales domésticas pretratadas. En contraste, Tsoutsas et al. (2024) mostraron una remoción del 91 % de turbidez aplicando 2000 mg/L de quitosano a un pH 8 en aguas residuales. La discrepancia en los valores de remoción obtenidos en esta investigación puede deberse a la procedencia de la materia prima del coagulante. El Ouadrhiri et al. (2025) mencionan que la eficacia depende de la procedencia del quitosano por lo que se ha venido buscando modificaciones o combinaciones con otros coagulantes para mejorar su efectividad. Además, Tran et al., 2020 indican que la pureza del biopolímero condiciona fuertemente la cinética de la floculación. Es posible indicar que la

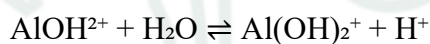
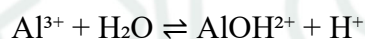
eficiencia en la remoción de turbidez y SST esa relacionada a la procedencia de las escamas usadas para la elaboración del quitosano.

A pesar de ello, existen investigaciones que emplearon formulaciones híbridas de coagulantes inorgánicos con coagulantes orgánicos para el tratamiento de aguas residuales. Yan et al. (2023) registraron una remoción de 98.74 % con una dosis de 15 ml/L a pH 8 en el pretratamiento de aguas residuales domésticas, lo cual demuestra una sinergia entre el PAC que neutraliza la carga eléctrica y el HCA (polidimetil dialil propilamonio) que mejora el puenteo y la formación de flóculos. Otra investigación más resaltante sería la de El Ouadrhiri et al. (2025), que usaron el compuesto PAC-Quitosano para combinar la neutralización y floculación biodegradable logrando una remoción de turbidez del 95 %. Asimismo, Tsoutsa et al. (2024) mencionan que el tratamiento combinado de FeCl_3 (Cloruro férrico) con Quitosano lograron una remoción del 100 % de turbidez. En comparación a estos resultados, la investigación muestra valores inferiores al usar PAC como coagulante y Quitosano como floculante, con valores de 89.74 ± 0.02 % para turbidez y 94.94 ± 0.26 % para SST.

En términos generales, se puede mencionar que, aunque el PAC mantiene una remoción de turbidez y SST elevadas, el quitosano presenta una mayor variabilidad en su rendimiento que dependen del origen de la materia prima y de las condiciones de elaboración. No obstante, el quitosano posee ventajas ambientales como biodegradabilidad y baja toxicidad, lo cual justifican su uso como una alternativa sostenible si se mejora los procesos de elaboración y las condiciones de mezcla. En ese sentido, la combinación de PAC-Quitosano podría considerarse una gran alternativa al conservar la eficacia en la remoción mientras se reduce la cantidad de coagulante inorgánico, y por ende la afectación que este genera a los lodos activados.

4.4.2.1. Análisis de la ruta bioquímica (reacciones químicas)

a. Mecanismo de Acción del PAC. Cuando el PAC es añadido al agua, las sales y los polímeros de aluminio se hidrolizan, produciendo la formación de especies poliméricas de tres tipos: especies monoméricas (Ala), las cuales reaccionan instantáneamente, las especies poliméricas medianas (Alb) y las especies sol o gel (Alc) (Chen et al., 2018). Posteriormente, cuando la disolución de PAC es añadida al agua residual, el catión Al^{3+} y las especies pre hidrolizadas que lo componen reaccionan rápidamente con el agua formando complejos hidroxilados como $AlOH^{2+}$, $Al(OH)_2^+$, $Al_2(OH)_2^{4+}$ así como polímeros altamente cargados, entre ellos el ion tipo Keggin $Al_{13}O_4(OH)_{24}^{7+}$ conocido también como Al_{13}^{7+} (El Foulani et al., 2022). Estas reacciones pueden presentarse de manera general como:



S= sólido

Nota. En la coagulación con PAC, $Al(OH)_3(s)$ es un sólido gelatinoso que captura y arrastra partículas coloidales

El primer mecanismo dominante es la neutralización de carga, donde las especies hidroxiladas monoméricas y los polímeros cargados positivamente reducen la repulsión electrostática entre coloides orgánicos y partículas minerales finas. Esta neutralización permite que los coloides previamente estables se acerquen lo suficiente para iniciar la agregación. El proceso ocurre en escalas temporales muy rápidas (ms a s) y es esencial para la desestabilización inicial de la matriz coloidal del agua residual (Zhao et al., 2022).



Partícula⁻= Coloide cargado negativamente

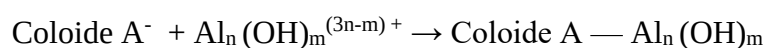
Partícula⁰= Coloide neutralizado

A medida que continúa la hidrólisis del aluminio, y especialmente cuando el pH se encuentra entre 6 y 7.2 aproximadamente, aumenta la formación del precipitado amorfo $\text{Al}(\text{OH})_3(\text{s})$, que conduce al segundo mecanismo fundamental: la precipitación por barrido. En este proceso, el gel de $\text{Al}(\text{OH})_3(\text{s})$ actúa como una matriz tridimensional capaz de adsorber, encapsular y atrapar sólidos suspendidos, coloides, microorganismos, fragmentos de biomasa, surfactantes residuales y compuestos orgánicos disueltos típicos de aguas domésticas. Este mecanismo se puede describir mediante la reacción:



Seguida de la incorporación física y química de impurezas dentro del precipitado. El barrido es especialmente relevante en aguas con turbiedad moderada-alta y alta fracción coloidal, ya que el flóculo formado es voluminoso, denso y fácilmente sedimentable (Zhang et al., 2023).

Finalmente, las especies polinucleares de aluminio, en particular Al_{13}^{7+} , promueven el tercer mecanismo: puenteo y aglomeración, en el cual estas especies altamente cargadas y estructuralmente rígidas funcionan como puentes entre múltiples partículas desestabilizadas. Este mecanismo da lugar a flóculos grandes, robustos y de alta resistencia mecánica, importantes para soportar las tensiones de mezclado y mejorar la remoción de SST en la sedimentación primaria (L. Wu et al., 2023).



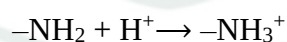
n: Número de átomos de aluminio en el polímero

m: Número de grupos hidroxilo (OH^-) unidos

$3n - m$: Carga positiva del polímero formado

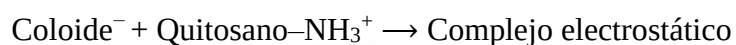
La combinación sinérgica de neutralización de carga, precipitación por barrido y puenteo explica la elevada eficiencia del PAC en matrices complejas como las aguas residuales domésticas, en las cuales la coexistencia de material particulado fino, coloides biológicos y materia orgánica soluble requiere mecanismos múltiples de desestabilización y captura.

b. Mecanismo de acción del Quitosano. En la aplicación de quitosano, las reacciones químicas que ocurren están dominadas por la protonación, complejación y formación de complejos electrostáticos entre el polímero y los contaminantes presentes en el agua. La primera reacción fundamental corresponde a la protonación de los grupos amino del quitosano. En condiciones de pH ácido, los grupos amino ($-\text{NH}_2$) presentes en las unidades de glucosamina se convierten en grupos amino protonables ($-\text{NH}_3^+$). Esta reacción incrementa la carga positiva del polímero y constituye el punto de partida para su acción coagulante, al permitir la interacción con partículas coloidales y sustancias disueltas de carga negativa (Chang et al., 2022).



Como segundo mecanismo de coagulación, el quitosano participa en reacciones de neutralización, debido a que posee grupos $-\text{NH}_3^+$ en medios ácidos, lo que le confiere carga positiva (Desbrières & Guibal, 2018). Las aguas residuales domésticas, coloides y partículas suspendidas, como materia orgánica y sólidos, generalmente tienen carga superficial negativa. La atracción electrostática entre las cargas positivas del quitosano

y las negativas de los contaminantes conduce a la neutralización de cargas, reduciendo la repulsión entre partículas y permitiendo su agregación (Mohammadzadeh Pakdel & Peighambaroust, 2018).



Asimismo, el quitosano posee otro mecanismo el cual es el puenteo y la formación de flóculos. Sus largas cadenas poliméricas se adsorben simultáneamente en múltiples partículas formando puentes que las unen en flóculos más grandes y sedimentables. Siendo este un mecanismo crucial para eliminar la turbidez y las partículas finas (Zhu, 2023).



Por otro lado, pueden ocurrir procesos de micro precipitación inducidos por la asociación del quitosano protonado con aniones como fosfatos, carbonatos o sulfuros. Estas interacciones generan co-precipitados orgánico-inorgánicos que contribuyen al aumento del tamaño de los flóculos y a la separación subsecuente de la fase sólida. Adicionalmente, el quitosano puede formar puentes de hidrógeno y complejos coordinados con fracciones de materia orgánica disuelta, integrando así una variedad de contaminantes dentro de los agregados floculados (Labastida-Núñez et al., 2023).



En conjunto, estas reacciones químicas y asociaciones fisicoquímicas explican la elevada eficacia del quitosano como coagulante natural en la remoción de sólidos, materia orgánica, nutrientes y metales presentes en aguas residuales domésticas. Sin embargo, la eficacia de estos mecanismos depende directamente de la densidad de grupos amino libres disponibles en el polímero, la cual está determinada por el grado

de desacetilación (Saheed et al., 2021); dado que el quitosano elaborado en la presente investigación presentó un grado de desacetilación de 24.09 %, la baja disponibilidad de grupos -NH_2 reactivos limitó la intensidad de la protonación y la neutralización de carga, lo que explica la remoción de 62.01 ± 0.32 % de turbidez y 62.41 ± 1.64 % de SST obtenida a pesar de aplicar una dosis de 1120 mg/L.

c. Mecanismo de acción del tratamiento combinado PAC-Quitosano. En el tratamiento combinado donde el PAC actúa como coagulante y el quitosano como floculante, los mecanismos individuales de ambos compuestos operan en etapas secuenciales y complementarias. En una primera etapa, el PAC se hidroliza formando las especies polinucleares Al_{13}^{7+} y el precipitado de barrido $\text{Al}(\text{OH})_3(\text{s})$, que desestabilizan los coloides mediante neutralización de carga y captura física de partículas suspendidas. En una segunda etapa, el quitosano protonado (-NH_3^+) se adsorbe sobre las partículas parcialmente desestabilizadas y sus largas cadenas poliméricas forman puentes entre múltiples partículas, incrementando el tamaño, la densidad y la resistencia mecánica de los flóculos para favorecer su sedimentación. El Foulani et al. (2022) confirmaron la existencia de esta interacción directa entre ambos compuestos mediante espectroscopía FTIR, detectando un pico característico en la banda correspondiente al enlace Al-NH_2 , evidencia química directa de que las especies de aluminio pre-hidrolizadas se unen covalentemente a los grupos amino del quitosano. Este mismo estudio señala que la relación de basicidad del PAC y la fracción de quitosano en la mezcla afectan la distribución de las formas polimerizadas del aluminio, determinando así la eficiencia del proceso combinado. Por su parte, Chang et al. (2022) demostraron que el efecto sinérgico del Al^{3+} con el quitosano mejora la neutralización eléctrica y la capacidad de adsorción del quitosano, resultando en una mayor remoción de partículas que cuando cada uno se utiliza de forma individual. Estos mecanismos son

consistentes con los resultados de la presente investigación, donde el tratamiento PACQUIT obtuvo una remoción de 89.74 ± 0.02 % de turbidez y 94.94 ± 0.26 % de SST, siendo estadísticamente comparable al PAC solo para la remoción de SST según la prueba de Tukey (Tabla 16), lo que confirma que la adición del quitosano como floculante no compromete la eficiencia del PAC, sino que permite obtener rendimientos equivalentes con potencial de reducir la concentración del coagulante inorgánico.



4.4.2.2. Impacto del uso del Quitosano. En el caso específico de la presente investigación, los valores finales de SST determinados en el efluente tratado fueron de 11.23 ± 0.25 mg/L para PAC, 12.57 ± 0.51 mg/L para PACQUIT y 93.40 ± 2.99 mg/L para QUIT (Tabla 17), todos por debajo del LMP de 150 mg/L establecido en el D.S. N° 003-2010-MINAM, lo que indica un cumplimiento normativo para este parámetro. No obstante, dado que la DBO₅ inicial fue de (368 ± 19.47) mg DBO₅/L y los coliformes termotolerantes iniciales alcanzaron $(1.50 \pm 0.82) \times 10^8$ NMP/100 mL, ambos valores muy superiores a los LMP de 100 mg DBO₅/L y 10 000 NMP/100 mL respectivamente, y que ninguno de estos parámetros fue analizado en el efluente post-tratamiento, no es posible afirmar que el agua tratada cumpla integralmente con la normativa vigente ni que su descarga en la bahía interior del lago Titicaca sea ambientalmente segura. Esta limitación es especialmente relevante porque la laguna El Espinar descarga directamente en un ecosistema lacustre de alta sensibilidad ecológica (Mamani, 2024), cuyo proceso de eutrofización ya ha sido documentado como consecuencia del vertimiento de aguas con altas concentraciones de compuestos fosforados y nitrogenados (Tello, 2017; Lino, 2024). El uso de quitosano como coagulante en el tratamiento de aguas residuales influye significativamente en la cantidad y calidad de los lodos generados. En comparación con coagulantes inorgánicos como el sulfato de aluminio o el PAC, el quitosano tiende a producir menores volúmenes de lodo debido a su alta eficiencia de coagulación con dosis más bajas y a la formación de flóculos compactos y fácilmente separables (Zhu, 2023). Esta eficiencia estructural contribuye a mejorar la sedimentación y disminuir la masa total de sólidos retenidos en el proceso. Además, el quitosano mejora las propiedades físicas de los lodos, especialmente su deshidratabilidad. Su estructura polimérica cationizada favorece la formación de flóculos porosos y mecánicamente estables, reduciendo los tiempos de filtración y

mejorando el rendimiento de equipos como filtros y centrífugas (Wang et al., 2024). Investigaciones recientes confirman que la adición de quitosano puede incrementar notablemente la eficiencia de deshidratación en lodos provenientes de digestión anaerobia, optimizando su manejo y disposición final.

Desde un enfoque ambiental, el quitosano ofrece ventajas considerables. Al ser un polímero biodegradable, biocompatible y no tóxico, no introduce sales metálicas residuales ni compuestos que limiten la valorización de los lodos (Pilarska et al., 2025). Esta característica favorece el aprovechamiento de los lodos en procesos como el compostaje o la digestión anaerobia, evitando la inhibición microbiana asociada a coagulantes inorgánicos tradicionales. De hecho, algunos estudios reportan que el quitosano puede tener un efecto dual en la digestión anaerobia del lodo, mejorando la estabilidad del proceso y favoreciendo la producción de biogás bajo ciertas condiciones (Yin & Chen, 2022).

Finalmente, la actividad antimicrobiana inherente al quitosano contribuye a mejorar la estabilidad sanitaria de los lodos, reduciendo parcialmente la presencia de microorganismos patógenos y aumentando la seguridad durante su manejo (Zhu, 2023). Aunque esta propiedad no sustituye procesos de estabilización obligatoria, sí aporta beneficios adicionales en términos de salubridad y reducción de riesgos.

Por otro lado, la evaluación de la calidad final del agua tratada constituye un aspecto fundamental para determinar la sostenibilidad ambiental de un sistema de tratamiento de aguas residuales, debido a que la eficiencia de remoción de contaminantes no solo influye en el cumplimiento normativo, sino también en la preservación de la biodiversidad y estabilidad ecológica del cuerpo receptor. En el caso de la PTAR “El Espinar”, cuya descarga final posee influencia directa sobre el ecosistema del lago

Titicaca, resulta indispensable analizar si el efluente tratado presenta condiciones adecuadas para minimizar impactos negativos sobre organismos acuáticos, flora, fauna y funcionamiento ecosistémico.

Desde el marco regulatorio peruano, la calidad del efluente debe contrastarse con los Límites Máximos Permisibles (LMP) establecidos en el Decreto Supremo N.º 003-2010-MINAM para efluentes de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas o Municipales, los cuales regulan parámetros como demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), demanda química de oxígeno (DQO), sólidos suspendidos totales (SST), potencial de hidrógeno (pH), aceites y grasas y coliformes termotolerantes. El cumplimiento de estos límites representa una condición mínima para reducir riesgos ambientales; sin embargo, diversos estudios sostienen que el cumplimiento normativo no necesariamente elimina efectos ecológicos residuales, especialmente en ecosistemas lacustres sensibles y de renovación hídrica relativamente lenta como el lago Titicaca.

Uno de los principales impactos ambientales asociados al vertimiento de aguas residuales insuficientemente tratadas es el incremento de nutrientes, particularmente nitrógeno y fósforo, que favorecen procesos de eutrofización. Este fenómeno genera proliferación excesiva de algas y macrófitas acuáticas, reducción de la transparencia del agua y alteración de las condiciones fisicoquímicas del ecosistema, afectando directamente la disponibilidad de oxígeno disuelto. Cuando existe una elevada carga orgánica residual, los microorganismos consumen grandes cantidades de oxígeno durante la degradación biológica, generando condiciones hipóxicas que afectan la supervivencia, crecimiento y reproducción de peces, zooplancton y macroinvertebrados bentónicos, organismos fundamentales para el equilibrio de las cadenas tróficas acuáticas (Luan et al., 2020).

En ambientes acuáticos de alta sensibilidad ecológica, como los sistemas lacustres altoandinos, las alteraciones en la calidad del agua tratada pueden modificar significativamente la estructura de la biodiversidad. Los macroinvertebrados bentónicos, considerados bioindicadores de calidad ambiental, suelen presentar disminuciones en abundancia y diversidad frente a aumentos de materia orgánica, sólidos suspendidos y contaminantes residuales. Asimismo, la persistencia de coliformes termotolerantes y otros microorganismos patógenos en el efluente puede alterar comunidades microbianas naturales y representar riesgos indirectos para aves acuáticas, peces y mamíferos que interactúan con el ecosistema receptor.

Respecto al uso de coagulantes en el tratamiento de aguas residuales, el policloruro de aluminio (PAC) y el quitosano presentan diferencias relevantes en términos de impacto ambiental. Aunque el PAC demuestra elevada eficiencia en la remoción de turbidez y sólidos suspendidos, investigaciones recientes advierten que una dosificación excesiva puede favorecer la presencia de especies hidrolizadas de aluminio residual en el efluente y lodos generados, ocasionando efectos potencialmente adversos sobre organismos acuáticos. El aluminio residual ha sido asociado con alteraciones fisiológicas en peces, afectación de membranas branquiales, interferencias metabólicas y cambios en comunidades microbianas responsables de procesos ecológicos esenciales dentro de cuerpos de agua receptores (Zhao et al., 2022; Praptiwi et al., 2022). Además, una sobredosificación de PAC puede incrementar la generación de residuos químicos persistentes y alterar el equilibrio del pH, reduciendo la capacidad de recuperación natural del ecosistema acuático. Al respecto, Praptiwi et al. (2022) determinaron que la generación de aluminio residual mínima en sistemas de coagulación ocurre con una dosis de PAC de 30 mg/L a un pH entre 8.5 y 9, estableciendo que dosis superiores a este umbral incrementan la deposición de especies monoméricas de aluminio en el

efluente. En la presente investigación se aplicó una dosis de 40 mg/L de PAC (superior al umbral de referencia) sobre un afluente con pH de 8.04 ± 0.08 . Adicionalmente, Xiao et al. (2023) documentaron alteraciones en las comunidades microbianas de sedimentos expuestos a diferentes niveles de PAC, lo que refuerza la necesidad de evaluar el aluminio residual en el efluente tratado antes de considerarlo apto para su descarga en el lago Titicaca.

Por otro lado, el quitosano ha sido reconocido como un biopolímero biodegradable y de baja toxicidad ambiental, cuya aplicación en procesos de coagulación–floculación representa una alternativa más sostenible frente a coagulantes convencionales a base de aluminio. Diversos estudios han señalado que el quitosano posee elevada capacidad de adsorción de sólidos suspendidos, materia orgánica y algunos nutrientes, minimizando simultáneamente la incorporación de compuestos tóxicos al medio receptor. Además, debido a su origen natural y biodegradabilidad, reduce significativamente la generación de lodos químicos persistentes y disminuye el riesgo de acumulación de metales residuales en ecosistemas acuáticos (Tran et al., 2020; Mucci et al., 2020). En términos ecológicos, ello representa una ventaja considerable cuando el efluente tratado es descargado en cuerpos de agua vulnerables o destinado a reutilización ambiental.

Sin embargo, aun cuando el quitosano presenta ventajas ambientales evidentes, el impacto ecológico final dependerá directamente de la calidad integral del agua tratada. Si el efluente aún presenta concentraciones elevadas de DBO₅, SST, nutrientes o coliformes termotolerantes, persistirá el riesgo de degradación ecológica del ecosistema receptor, independientemente del tipo de coagulante utilizado. Por ello, la interpretación de resultados no debe limitarse únicamente a porcentajes de remoción, sino que debe incorporar una evaluación integral orientada a determinar si el efluente

tratado puede ser descargado sin comprometer la biodiversidad ni alterar los procesos ecológicos naturales.

En el caso específico de la laguna de oxidación “El Espinar”, donde previamente se ha reportado sobrecarga orgánica, exceso de nutrientes y superación de estándares regulatorios, la incorporación de tratamientos complementarios con coagulantes ecológicos como el quitosano podría contribuir significativamente a reducir los riesgos ambientales asociados al vertimiento hacia el lago Titicaca. No obstante, la viabilidad ambiental de esta alternativa deberá sustentarse mediante la verificación de cumplimiento de los LMP vigentes y la evaluación del potencial efecto sobre indicadores ecológicos del cuerpo receptor, tales como oxígeno disuelto, proliferación algal y presencia de organismos bioindicadores. La descarga de efluentes tratados en la bahía de Puno incide directamente sobre un ecosistema que alberga ictiofauna nativa de alta sensibilidad biológica. Según De Sostoa et al. (2010), el Lago Titicaca presenta una biodiversidad única representada por géneros endémicos como *Orestias* (destacando especies como *O. ispi*, *O. mulleri* y el amenazado *O. pentlandii*). La viabilidad de estas especies depende de la estabilidad de parámetros fisicoquímicos que suelen verse alterados por la eutrofización y la alta carga orgánica. En la presente investigación, se determinó una carga inicial crítica de DBO_5 ($368 \pm 19.47 \text{ mg/L}$) y coliformes termotolerantes ($1.50 \pm 0.82 \times 10^8 \text{ NMP/100 mL}$) en el afluente de El Espinar. Si bien la optimización de la remoción de SST a niveles de 11-12 mg/L mediante PAC y PACQUIT reduce la colmatación física de los hábitats litorales, la persistencia de nutrientes o materia orgánica residual representaría una amenaza para la supervivencia de estos linajes genéticos autóctonos (De Sostoa et al., 2010). Por tanto, la eficiencia clarificante demostrada por el binomio PAC-Quitosano actúa como una

barrera de mitigación necesaria para evitar la degradación de los microclimas acuáticos donde estas especies realizan sus ciclos de vida.

4.4.3. *Análisis de SST en base a la normativa vigente*

Luego de llevarse a cabo los tratamientos, se analizó el agua sobrenadante de las jarras para el medir los valores finales de SST presentados en la Tabla 17. Estos fueron analizados según el método SM 2540-D de determinación de sólidos totales suspendidos (SMEWW, 2012) y comparados con los LMP establecidos para PTAR.

Tabla 17

Resultados de los valores finales de SST de cada tratamiento

Parámetro	Unidad	LMP	Tratamientos		
			PAC	QUIT	PACQUIT
SST	mg/L	150	11.23 ± 0.25	93.40 ± 2.99	12.57 ± 0.51

Nota. n=3

Los resultados de SST mostraron un valor por debajo del límite de los LMP (150 mg/L) para todos los tratamientos aplicados en esta investigación. El policloruro de aluminio es el que obtuvo el menor valor con 11.23 ± 0.25 mg/L, aunque la combinación de ambos coagulantes obtuvo un valor muy cercano, 12.57 ± 0.51 mg/L. El uso del quitosano como único agente de coagulación obtuvo 93.40 ± 2.99 mg/L, que también fue menor al LMP establecido para PTAR. Cabe precisar que la evaluación normativa realizada en la presente investigación se limitó al parámetro SST, dado que la remoción de turbidez y SST fue el objetivo experimental principal. La DBO5 inicial del afluente fue de (368 ± 19.47) mg DBO5/L, valor que supera en más de tres veces el LMP de 100 mg DBO5/L establecido en el D.S. N° 003-2010-MINAM, y las concentraciones de coliformes termotolerantes iniciales de (1.50 ± 0.82) × 10⁸ NMP/100 mL

superaron ampliamente el LMP de 10 000 NMP/100 mL. Dado que la coagulación-floculación actúa principalmente sobre la fracción particulada del agua residual, Cainglet et al. (2020) reportaron remociones variables de DBO5 con PAC y quitosano dependientes de la composición del agua, mientras que Tran et al. (2020) señalaron que la pureza del biopolímero condiciona la cinética de la floculación y, con ello, la remoción de fracciones orgánicas. Por tanto, el análisis de DBO5 y coliformes termotolerantes post-tratamiento constituye una limitación de la presente investigación que deberá abordarse en estudios futuros para evaluar el cumplimiento integral de los LMP para PTAR antes de considerar la implementación a escala real del sistema en la laguna El Espinar.

CAPÍTULO V
CONCLUSIONES Y
RECOMENDACIONES

5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1. Conclusiones

Se determinó las características fisicoquímicas iniciales del afluente de la PTAR en la ciudad de Puno, obteniendo valores de pH y temperatura dentro del rango establecido en los LMP para PTAR. No obstante, los valores de DBO_5 , SST, y coliformes termotolerantes superaron el rango establecido en los LMP.

Se analizó el rendimiento del proceso de elaboración del quitosano hecho a partir de escamas de trucha arcoíris, revelando un rendimiento heterogéneo según los procesos aplicados. La despigmentación, desproteinización y desmineralización presentaron un bajo rendimiento; sin embargo, el proceso de desacetilación obtuvo rendimiento alto.

Se determinó el grado de desacetilación del quitosano mediante FTIR obteniendo un valor de 24.09 %, indicando una conversión incompleta de las escamas a quitosano. Además, se identificó que las condiciones de temperatura y velocidad de agitación afectaron el proceso y afectaron el grado de desacetilación.

Se determinó la dosis optima de PAC y Quitosano, los cuales fueron 40 mg/L y 1120 mg/L, respectivamente. El PAC obtuvo la mayor eficiencia en la remoción de turbidez y SST, aunque la combinación de PAC-Quitosano obtuvo valores muy cercanos. El análisis de la normativa muestra que todos los tratamientos obtuvieron valores menores a los LMP para SST en PTAR.

5.2. Recomendaciones

Es recomendable encontrar el rango óptimo de temperatura y velocidad de agitación para obtener un quitosano de alta pureza que posea una alta eficiencia en la remoción de contaminantes del agua residual.

La combinación de PAC-Quitosano obtuvo resultados prometedores en la remoción de SST, se recomienda realizar más investigaciones en torno a métodos que combinen el quitosano con otros materiales.

Se recomienda realizar más investigaciones en torno su escalabilidad industrial, viabilidad económica y planta piloto para la producción de quitosano.

Se recomienda analizar grado de desacetilación del quitosano luego de su aplicación en el tratamiento del agua residual.

CAPÍTULO VI
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aboudamia, F. Z., Kharroubi, M., Neffa, M., Aatab, F., Hanoune, S., Bouchdoug, M., & Jaouad, A. (2020). Potential of discarded sardine scales (*Sardina pilchardus*) as chitosan sources. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 70(11), 1186–1197. <https://doi.org/10.1080/10962247.2020.1813840>
- Ahmad, M., Kuldaseva, Z., Nasriddinov, F., Balbaa, M. E., & Fahlevi, M. (2023). Is achieving environmental sustainability dependent on information communication technology and globalization? Evidence from selected OECD countries. *Environmental Technology and Innovation*, 31. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2023.103178>
- ANA. (2021). *Informe Técnico N° 0085-2021-ANA-AAA.TIT/RWAA*.
- Bonfante-Alvarez, H., De Avila-Montiel, G., Herrera-Barros, A., Torrenegra-Alarcón, M., & González-Delgado, Á. D. (2018). Evaluation of five chitosan production routes with astaxanthin recovery from shrimp exoskeletons. *Chemical Engineering Transactions*, 70, 1969–1974. <https://doi.org/10.3303/CET1870329>
- Cainglet, A., Tesfamariam, A., & Heiderscheidt, E. (2020). Organic polyelectrolytes as the sole precipitation agent in municipal wastewater treatment. *Journal of Environmental Management*, 271. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111002>
- Campos, M., & Marchán, J. (2021). *Avances, Ventajas y Desventajas de los Nanomateriales en el Tratamiento de Aguas Residuales: Una Revisión Sistemática* [Tesis de pregrado]. Universidad Cesar Vallejo.
- Chang, M., Ma, X., Dong, X., Fan, Y., & Chen, R. (2022). The Synergistic Effects of Al³⁺ and Chitosan on the Solid–Liquid Separation of Coal Wastewater and Their Mechanism of Action. *Polymers*, 14(19). <https://doi.org/10.3390/polym14193970>
- Chen, Y., Wu, Y., Wang, D., Li, H., Wang, Q., Liu, Y., Peng, L., Yang, Q., Li, X., Zeng, G., & Chen, Y. (2018). Understanding the mechanisms of how poly aluminium chloride inhibits short-chain fatty acids production from anaerobic fermentation of waste activated sludge. *Chemical Engineering Journal*, 334, 1351–1360. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.11.064>
- Cole-Parmer Instrument Company. (ca. 2010). JarTester PB-900 operator's manual (Model 99521-00).

- Comisión Nacional del Agua. (2007). *Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento* (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Ed.; 2007th ed., Vol. 1). www.cna.gob.mx
- Córdova, E. (2019). *Aplicación de sulfato de aluminio y tuna (Opuntia ficus-indica) para la remoción de materia orgánica y turbidez de las aguas residuales del camal municipal Tumán 2018*. Universidad Cesar Vallejo.
- Correa-Cuadrado, R., Mestre-Martinez, R., Baldiris-Navarro, I., Sánchez-Aponte, J., & Martínez-Pajaro, C. (2017). Determinación de la dosis óptima de policloruro de aluminio en una PTAP del pacífico colombiano. *Revista Científica Multidisciplinaria*, 2(1), 30–37.
- Cruz, I. (2021). *Obtención de quitosano por medio de escamas de pescado para tratamiento de agua potable* [Tesis de Pregrado]. Universidad de la Costa.
- Curbelo, C., Palacio, Y., & Fanego, S. (2021). Desacetilación de quitina obtenida por vía química de exoesqueletos de camarón *litopenaeus vannamei*. *Centro Azúcar*, 48(3), 53–61.
- De Sostoa, A., Doadrio, I., Ornelas, C. P., Caiola, N., Pedraza, C., Flores, O., Monroy, M., & Maceda, A. (2010). *Estudio Genético de las especies íctivas nativas del lago Titicaca. Caracterización y estructura poblacional*.
- Delgado, A. (2021). *Evaluación del efecto del quitosano sobre las concentraciones de cromo y los parámetros fisicoquímicos en efluentes de curtiembre*. Universidad Católica de Santa María.
- De-Paz-Arroyo, G., Torres-Irribé, A. M., Picos-Corrales, L. A., Licea-Claverie, A., Crini, G., García-Armenta, E., & Félix-Alcalá, D. V. (2025). Synergy Between Low-Cost Chitosan and Polyaluminum Chloride (PAC) Improves the Flocculation Process for River Water Treatment. *Polymers*, 17(13). <https://doi.org/10.3390/polym17131822>
- Desbrières, J., & Guibal, E. (2018). Chitosan for wastewater treatment. *Polymer International*, 67(1), 7–14. <https://doi.org/10.1002/pi.5464>
- Ebeling, J. M., Sibrell, P. L., Ogden, S. R., & Summerfelt, S. T. (2003). Evaluation of chemical coagulation–flocculation aids for the removal of suspended solids and phosphorus from intensive recirculating aquaculture effluent discharge. *Aquacultural Engineering*, 29, 23–42. [https://doi.org/10.1016/S0144-8609\(03\)00029-3](https://doi.org/10.1016/S0144-8609(03)00029-3)
- El Foulani, A. A., Jamal-eddine, J., & Lekhlif, B. (2022). Study of aluminium speciation in the coagulant composite of polyaluminium chloride-chitosan for the optimization of drinking

- water treatment. *Process Safety and Environmental Protection*, 158, 400–408. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2021.12.028>
- EL Knidri, H., Dahmani, J., Addaou, A., Laajeb, A., & Lahsini, A. (2019). Rapid and efficient extraction of chitin and chitosan for scale-up production: Effect of process parameters on deacetylation degree and molecular weight. *International Journal of Biological Macromolecules*, 139, 1092–1102. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2019.08.079>
- El Ouadrhiri, F., Saleh, E. A. M., & Lahkimi, A. (2025). From Mineral Salts to Smart Hybrids: Coagulation–Flocculation at the Nexus of Water, Energy, and Resources—A Critical Review. *Processes*, 13(11), 3405. <https://doi.org/10.3390/pr13113405>
- Farinelli, G., Coha, M., Vione, D., Minella, M., & Tiraferri, A. (2022). Formation of Halogenated Byproducts upon Water Treatment with Peracetic Acid. *Environmental Science and Technology*, 56(8), 5123–5131. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c06118>
- Gálvez-Limón, H. M., Félix-Alcalá, D. V., Quiñonez-Angulo, M. P., Aguilar-Aguirre, M. G., Ochoa-Rivera, C. A., & Picos-Corrales, L. A. (2021). *Tratamiento de aguas vía floculación usando materiales ambientalmente amigables: Ensayos en México*. <http://revistaingenieria.uas.edu.mx>
- He, M., Zhang, Y., Wang, Y., Wang, X., Li, Y., Hu, N., Wu, T., Zhang, F., Dai, Z., Chen, X., & Kita, H. (2021). High hydrogen permeable ZIF-8 membranes on double modified substrates. *Separation and Purification Technology*, 275. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2021.119109>
- Hernández-Sampieri, R., & Mendoza Torres, C. P. (2023). Metodología de la investigación: Las rutas cuantitativa, cualitativa y mixta (2ª ed.). McGraw-Hill.
- Huamán, C., & Argota, G. (2022). Simulación tecnológica verde para el tratamiento de las aguas en la laguna de oxidación Espinar, Puno-Perú. *Campus*, 27(34), 335–343. <https://doi.org/10.24265/campus.2022.v27n34.10>
- Irawan, C., Arifin, Y. F., Marisa, R., & Asnia, M. (2018). Biopolymer of Chitosan from Fish Scales as Natural Coagulant for Groundwater Treatment. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 175(1). <https://doi.org/10.1088/1755-1315/175/1/012028>
- Labastida-Núñez, I., Velasco-Pérez, M., Pablo-Reyes, E. P., González-Aragón, A., & Beltrán-Villavicencio, M. (2023). Evaluation of Wastewater Coagulation/Flocculation with Chitosan from Shrimp Exoskeletons Waste and Aluminum Sulfate Evaluación del Proceso de Coagulación/Floculación de Agua Residual con Quitosano de Residuos de

- Camarón y Sulfato de Aluminio. *Terra Latinoamericana*, 41. <https://doi.org/10.28940/terra.v41i0.1743>
- Larramendi, E., Millán, G., & Plana, M. (2021). Escasez y contaminación del agua, realidades del siglo XXI. *16 de Abril*, 259(60), 1–7.
- Liaw, B. S., Chang, T. T., Chang, H. K., Liu, W. K., & Chen, P. Y. (2020). Fish scale-extracted hydroxyapatite/chitosan composite scaffolds fabricated by freeze casting—An innovative strategy for water treatment. *Journal of Hazardous Materials*, 382. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121082>
- Lin, L., Yang, H., & Xu, X. (2022). Effects of Water Pollution on Human Health and Disease Heterogeneity: A Review. In *Frontiers in Environmental Science* (Vol. 10). Frontiers Media S.A. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.880246>
- Liu, C., Sun, D., Liu, J., Zhu, J., & Liu, W. (2021). Recent advances and perspectives in efforts to reduce the production and application cost of microbial flocculants. *Bioresources and Bioprocessing*, 8(1). <https://doi.org/10.1186/s40643-021-00405-2>
- Luan, X., Liu, X., Fang, C., Chu, W., & Xu, Z. (2020). Ecotoxicological effects of disinfected wastewater effluents: A short review of in vivo toxicity bioassays on aquatic organisms. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 6(9), 2275–2286. <https://doi.org/10.1039/D0EW00290A>.
- Maćczak, P., Kaczmarek, H., & Ziegler-Borowska, M. (2020). Recent achievements in polymer bio-based flocculants for water treatment. In *Materials* (Vol. 13, Issue 18). MDPI AG. <https://doi.org/10.3390/ma13183951>
- Maćczak, P., Kaczmarek, H., Ziegler-Borowska, M., Węgrzynowska-Drzymalska, K., & Burkowska-But, A. (2022). The Use of Chitosan and Starch-Based Flocculants for Filter Backwash Water Treatment. *Materials*, 15(3). <https://doi.org/10.3390/ma15031056>
- Macea-Triana, M. D., Rojas-Sanmiguel, L. L., Torres-Cervera, K., Rodriguez, Y. J., Romero-Benjumea, L. A., Cahuana, A., & Martínez Maestre, M. (2022). Eficiencia del carbón Guajiro y Quitosano en la remoción de parámetros fisicoquímicos en aguas residuales domésticas. *Revista Politécnica*, 18(36), 162–186. <https://doi.org/10.33571/rpolitec.v18n36a12>
- Mamani, K. (2024). *Influencia de la laguna de oxidación Espinar en las condiciones fisicoquímicas y microbiológicas de los suelos de la bahía interior de Puno* [Tesis de Pregrado]. Universidad Nacional del Altiplano.

- Medina, T. (2021). *Evaluación de los coagulantes sulfato de aluminio tipo a y policloruro de aluminio para reducir la turbiedad del agua de procesos para una planta piloto de flotación* [Tesis de Pregrado]. Universidad Nacional de San Agustín.
- Medina, T. (2021b). *Evaluación de los coagulantes sulfato de aluminio tipo a y policloruro de aluminio para reducir la turbiedad del agua de procesos para una planta piloto de flotación*. Universidad Nacional de San Agustín.
- Metcalf & Eddy. (2014). *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*. McGraw-Hill Education.
- MINAM. (2021). *Línea de base de la trucha arcoíris con fines de bioseguridad en el Perú* (Vol. 1).
- Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento (2020). *Reporte de Seguimiento del PESEM 2016-2024*.
- Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento. (2013). Protocolo de monitoreo de la calidad de los efluentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas o municipales (Aprobado por R.M. N.º 273-2013-VIVIENDA).
- Mohamed, F. M., El-Aassar, M. R., Abdullah, A. M., Kholief, M. G., Khalifa, R. E., Roshdy, M. A., Hesham, A. E. L., Abd El-Gaied, I. M., & Mohamed, E. A. (2024). Novel method of poly aluminum chloride extraction from kaolin and its application for wastewater treatment. *Desalination and Water Treatment*, 317. <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100178>
- Mohammadzadeh Pakdel, P., & Peighambaroust, S. J. (2018). Review on recent progress in chitosan-based hydrogels for wastewater treatment application. In *Carbohydrate Polymers* (Vol. 201, pp. 264–279). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2018.08.070>
- Molina-Ramírez, C., Mazo, P., Zuluaga, R., Gañán, P., & Álvarez-Caballero, J. (2021). Characterization of chitosan extracted from fish scales of the colombian endemic species *Prochilodus magdalenae* as a novel source for antibacterial starch-based films. *Polymers*, 13(13). <https://doi.org/10.3390/polym13132079>
- Murillo Montoya, S. A., Galvis Serna, G. M., & Ortiz Franco, C. A. (2019). Manual técnico para la elaboración de coagulantes/floculantes a partir de productos naturales. SENA – Centro Pecuario y Agroempresarial.

- Mucci, M., Guedes, I. A., Faassen, E. J., & Lürling, M. (2020). Chitosan as a coagulant to remove cyanobacteria can cause microcystin release. *Toxins*, 12(11), 711. <https://doi.org/10.3390/toxins12110711>.
- Nasirov, F., Abbasov, V., Suleymanova, E., Aslanbeyli, A., & Ahmedova, S. (2023). Chitin and Chitosano-biopolymer materials of the 21st century. *Processes of Petrochemistry and Oil Refining*, 24(4), 778–824. <https://doi.org/10.36719/1726-4685/96/778-824>
- Nouj, N., Hafid, N., Alem, N. El, & Cretescu, I. (2021). Novel liquid chitosan-based biocoagulant for treatment optimization of fish processing wastewater from a Moroccan plant. *Materials*, 14(23). <https://doi.org/10.3390/ma14237133>
- Omer, A. M., Dey, R., Eltaweil, A. S., Abd El-Monaem, E. M., & Ziora, Z. M. (2022). Insights into recent advances of chitosan-based adsorbents for sustainable removal of heavy metals and anions. In *Arabian Journal of Chemistry* (Vol. 15, Issue 2). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2021.103543>
- Osorio-Rivera, M., Carrillo-Barajona, W., Negrete-Costales, J., Loo-Lalvay, X., & Riera-Guachichullca, E. (2021). La calidad de las aguas residuales domésticas. *Polo Del Conocimiento*, 6(3), 1–18. <https://doi.org/10.23857/pc.v6i3.2360>
- Pariona Prado, F. S. (2023). *Depuración de aguas residuales domésticas utilizando polímeros de Quitina y Quitosano de conchas de abanico, distrito Andrés Avelino, Ayacucho 2023*. Universidad César Vallejo.
- Pasciucco, F., Pasciucco, E., Castagnoli, A., Iannelli, R., & Pecorini, I. (2024). Comparing the effects of Al-based coagulants in waste activated sludge anaerobic digestion: Methane yield, kinetics and sludge implications. *Heliyon*, 10(7). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e29282>
- Pattanashetti, N. A., Heggannavar, G. B., & Kariduraganavar, M. Y. (2017). Smart Biopolymers and their Biomedical Applications. *Procedia Manufacturing*, 12, 263–279. <https://doi.org/10.1016/j.promfg.2017.08.030>
- Pilarska, A. A., Marzec-Grządziel, A., Makowska, M., Kolasa-Więcek, A., Jambulingam, R., Kałuża, T., & Pilarski, K. (2025). The Use of Chitosan/Perlite Material for Microbial Support in Anaerobic Digestion of Food Waste. *Materials*, 18(15). <https://doi.org/10.3390/ma18153504>
- PNIPA. (2020). *La cadena de valor de la trucha*.
- Praptiwi, R. E., Syu, J. C., Cheng, H. H., Yu, T. H., Wu, Y. C., & Whang, L. M. (2022). Linkage of pipeline blockage to coagulation-flocculation process: effect of anionic polymer and

- pH. *Sustainable Environment Research*, 32(1). <https://doi.org/10.1186/s42834-022-00147-6>
- Quintana, O., & Solano, N. (2024). *Evaluación de la eficiencia de tratamiento de agua subterránea con sulfato de aluminio, sulfato ferroso y policloruro de aluminio reciclado*. Universidad Nacional de Trujillo.
- Rao, N. (2015). Coagulation and Flocculation of Industrial Wastewater by Chitosan. *International Journal of Engineering and Applied Sciences*, 2(7), 50–51. www.ijeas.org
- Rao, V., Lathesh, M., Nadaf, H., Vishal, V., & Kumar, P. (2025). Preparation and characterization of chitin and chitosan. *Proceedings of the Recent Trends in Mechanical Engineering Sciences*, 1(3299).
- Romero-Serrano, A., & Pereira, J. (2020). Review: Chitosan, a versatil biomaterial. State of the art from its obtaining to its multiple applications. *Revista Ingeniería UC*, 27(2), 118–135.
- Rubio, D., & Saravia, J. (2020). *Optimización en la remoción de turbidez mediante prueba de jarras empleando Quitosano a partir de las escamas del Trachurus Murphyi* [Tesis de Pregrado]. Universidad Peruana Union.
- Saheed, I. O., Oh, W. Da, & Suah, F. B. M. (2021). Chitosan modifications for adsorption of pollutants – A review. In *Journal of Hazardous Materials* (Vol. 408). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124889>
- Sánchez-Machado, D., López-Cervantes, J., Escárcega-Galaz, A., Campas-Baypoli, O., Martínez-Ibarra, D., & Rascón-León, S. (2024). Measurement of the degree of deacetylation in chitosan films by FTIR, ¹H NMR and UV spectrophotometry. *MethodsX*, 12(102583), 1–6. <https://doi.org/10.1016/j.carres.2006.01.008>
- Setha, B., Rumata, F., & Silaban, B. B. (2019). *KARAKTERISTIK KITOSAN DARI KULIT UDANG VANAME DENGAN MENGGUNAKAN SUHU DAN WAKTU YANG BERBEDA DALAM PROSES DEASETILASI*.
- Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 22 Edth. 2012.
- Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. SMEWW Part 9221 E.1 (24^a Edición, 2023): Técnica de Fermentación Multitubular con Medio EC (Termotolerantes)
- SUNASS. (2022). *Diagnóstico de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) en el ámbito de las empresas prestadoras*.
- Tapia, C. (2022). *Calidad de agua residual en la laguna de estabilización Espinar - Puno 2021* [Tesis de Pregrado, Universidad Privada San Carlos]. www.gonitro.com

- Tello, E. (2017). *Evaluación del quitosano obtenido a partir de escamas de la trucha arcoiris (oncorhynchus mykiss) por métodos químicos y biológico* [Tesis de doctorado]. Universidad Nacional de San Agustín.
- Tran, N. V. N., Yu, Q. J., Nguyen, T. P., & Wang, S. L. (2020). Coagulation of chitin production wastewater from shrimp scraps with by-product chitosan and chemical coagulants. *Polymers*, 12(3). <https://doi.org/10.3390/polym12030607>
- Trung, T. S., Tram, L. H., Van Tan, N., Van Hoa, N., Minh, N. C., Loc, P. T., & Stevens, W. F. (2020). Improved method for production of chitin and chitosan from shrimp shells. *Carbohydrate Research*, 489. <https://doi.org/10.1016/j.carres.2020.107913>
- Tsoutsas, E. K., Tolkou, A. K., Kyzas, G. Z., & Katsoyiannis, I. A. (2024). New Trends in Composite Coagulants for Water and Wastewater Treatment. In *Macromol* (Vol. 4, Issue 3, pp. 509–532). Multidisciplinary Digital Publishing Institute (MDPI). <https://doi.org/10.3390/macromol4030030>
- Valdez Ortiz, M. del C. (2022). *Tratamiento de aguas residuales de la laguna de estabilización “el espinar” puno, mediante carbón activado a partir de lemna gibba* [Tesis de doctorado]. Universidad Nacional de San Agustín.
- Vejarano, R., & Principe, D. (2021). *Influencia de dosificación de quitosano y tiempo en la remoción de sólidos suspendidos totales y turbidez en aguas residuales municipales* [Tesis de Pregrado]. Universidad Nacional de Trujillo.
- Wang, T., Xu, Z., Shi, H., Zhao, Y., Gao, W., Xu, Y., & Zhang, Q. (2024). Enhancement of alkaline pretreatment-anaerobically digested sludge dewaterability by chitosan and rice husk powder for land use of biogas slurry. *Journal of Environmental Management*, 369. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.122356>
- Wu, L., Deng, J., Liu, H., Yu, H., Zhang, H., Tong, Y., Sun, L., Meng, F., & Zhao, L. (2023). Understanding synergistic mechanisms of silicate decorated polyaluminium chloride and organic polymer flocculation for enhancing polymer-flooding wastewater treatment. *Process Safety and Environmental Protection*, 170, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.11.085>
- Wu, Y., Lu, M., Liu, X., Chen, H., Deng, Z., Fu, Q., Wang, D., Chen, Y., & Zhong, Y. (2022). Insights into how poly aluminum chloride and poly ferric sulfate affect methane production from anaerobic digestion of waste activated sludge. *Science of the Total Environment*, 811. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151413>

- Xiao, X., Zhang, Y. L., Zhou, Z. A., Wu, F., Wang, H. F., & Zong, X. (2023). Response of sediment microbial communities to different levels of PAC contamination and exposure time. *Science of the Total Environment*, 861. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160683>
- Yan, Z., Shen, L., Pei, Z., Yang, M., & Zhang, W. (2023). Efficiencies and mechanism of enhanced coagulation pre-treatment on domestic sewage with PAC-HCA compound. *Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research*, 87(1), 27–38. <https://doi.org/10.2166/wst.2022.240>
- Yin, M., & Chen, H. (2022). *Unveiling the dual faces of chitosan in anaerobic digestion of waste activated sludge*.
- Zhang, L., Liu, X., Zhang, M., Wang, T., Tang, H., & Jia, Y. (2023). The effect of pH/PAC on the coagulation of anionic surfactant wastewater generated in the cosmetic production. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 11(2). <https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.109312>
- Zhao, Z., Huang, W., Guo, N., & Zhang, Q. (2022). Evaluation of activated sludge properties' changes in industrial-wastewater pre-treatment: role of residual aluminum hydrolyzed species with different polymerization degree. *Frontiers of Environmental Science and Engineering*, 17(75).
- Zhu, Y. (2023). Application of chitosan-based materials in wastewater treatment. In *Highlights in Science, Engineering and Technology EENCT* (Vol. 2023).



ANEXOS

Anexo 1

Informe de PTAR Espinar de SUNASS



Presidencia del
Consejo de
Ministros

Superintendencia
Nacional de Servicios
de Saneamiento

Acceso a la Información ODS
Arequipa

"Decenio de la Igualdad de Oportunidades para Mujeres y Hombres"
"Año de la recuperación y consolidación de la economía peruana"

2025-E01-031076

Arequipa, 08 de mayo del 2025

CARTA N° 00007-2025-SUNASS-FRASAIP-ODS-ARE

Señorita
STEPHANI DENNIS RODRIGUEZ YAURI
Ciudad.-

ASUNTO : Atención de solicitud de información pública

Me dirijo a usted, con relación a su solicitud de acceso a la información pública registrada mediante el código de la referencia.



En concordancia con lo establecido en el literal b) del artículo 11 del Texto Único Ordenado de Ley N° 27806, Ley de Transparencia y Acceso a la Información Pública¹, se remite la información proporcionada por la especialista de fiscalización de la Dirección de Fiscalización.

En tal sentido se traslada el siguiente link: [RESULTADOS PTAR ESPINAR.xlsx](#)

Sin otro particular, reitero a usted las muestras de mi especial consideración y estima.

Atentamente,

Firmado digitalmente
SAÚL ERIK ALIRE BENAVIDES
Representante de Acceso a la Información Pública
Acceso a la Información ODS Arequipa

Esta es una copia auténtica imprimible de un documento electrónico archivado por la SUNASS, aplicando lo dispuesto por el Art. 25 de D.S. 070-2013-PCM y la Tercera Disposición Complementaria Final del D.S. 026-2016-PCM. Su autenticidad e integridad pueden ser contrastadas a través de la siguiente Dirección web: <https://apps.sunass.gob.pe/mpv/#/tramite/verificar/3230195>



¹ Aprobado mediante Decreto Supremo N° 021-2019-JUS. Publicado en el Diario Oficial El Peruano el 11.12.2019.



Anexo 2
Resultados de informe de laboratorio EMSA Puno



LABORATORIO DE ENSAYO
ACREDITADO POR EL ORGANISMO
INTERNATIONAL ACCREDITATION
SERVICE, INC. - IAS
CON REGISTRO TL - 829



LABORATORIO DE ENSAYO
ACREDITADO POR EL
ORGANISMO DE
ACREDITACIÓN INACAL-DA
CON REGISTRO N° LE - 047



INFORME DE ENSAYO N° 1804435-2024
CON VALOR OFICIAL

RAZÓN SOCIAL : EMP. MUNICIPAL DE SANEAMIENTO BÁSICO PUNO S.A.
DOMICILIO LEGAL : JR. ARICA NRO. 115 ESQ. JR. FRIJANCHO 195 - BR. CHACARILLA ALTA - PUNO - PUNO - PUNO
SOLICITADO POR : ING. ROGELIO ANDRÉS VILLALTA QUISPE
REFERENCIA : MONITOREO AMBIENTAL DE AGUA RESIDUAL / LAGUNA EL ESPINAR
PROCEDENCIA : PUNO
FECHA(S) DE RECEPCIÓN DE MUESTRA : 2024-06-14
FECHA(S) DE ANÁLISIS : 2024-06-13 AL 2024-06-21
FECHA(S) DE MUESTREO : 2024-06-13
MUESTREADO POR : SERVICIOS ANALÍTICOS GENERALES S.A.C.⁽¹⁾

I. METODOLOGÍA DE ENSAYO:

Ensayo	Método	L.C.	Unidades
pH (medición en campo)	SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 4500-H+ B, 24th Ed., 2023. pH Value. Electrometric Method.	no aplica	Unid. pH
Temperatura (medición en campo)	SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 2550 B, 24th Ed., 2023. Temperature. Laboratory and Field Methods.	---	° C
Flow (caudal)	ISO 748:2021-Hydrometry — Measurement of liquid flow in open channels — Velocity area methods using point velocity measurements.	---	m³/s
Aceites y grasas (HEM)	EPA-821-R-10-001 Method 1664 Rev. B. N-Hexane Extractable Material (HEM; Oil and Grease) and Silica Gel Treated N-Hexane Extractable Material (SGT-HEM; Non-polar Material) by Extraction and Gravimetry. 2010	0.5 ^(b)	mg/L
Demanda Bioquímica de oxígeno (DBO ₅)	SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 5210 B, 24th Ed., 2023. Biochemical Oxygen Demand (BOD). 5-Day BOD Test.	2.00 ^(b)	mg/L
Demanda Química de oxígeno (DQO)	SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 5220 D, 24th Ed., 2023. Chemical Oxygen Demand (COD). Closed Reflux, Colorimetric Method.	10.0	O ₂ mg/L
Sólidos suspendidos totales (TSS)	SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 2540 D, 24th Ed., 2023. Solids. Total Suspended Solids Dried at 103-105°C.	3.00	mg/L
Numeración de Coliformes Fecales (Coliformes Termotolerantes)	SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 9221 E-1, 24th Ed., 2023. Multiple-Tube Fermentation Technique for Members of the Coliform Group. Thermotolerant (Fecal) Coliform Procedure. Thermotolerant coliform test (EC medium)	1.8 ^(a)	NMP/100mL

L.C.: Límite de cuantificación.

(1) Toma de muestra de acuerdo a plan de muestreo N° 1804435 y procedimiento PL-009.

(a) Límite de detección del método para estas metodologías por ser semicuantitativas.

(b) Expresado como límite de detección del método.

ING. HUAMAN OSORIO
MARIO ISMAEL
SERVICIOS ANALITICOS
GENERALES SAC
Firmado con www.tocapu.pe

DIRECTOR TÉCNICO DE LABORATORIO

Este informe de ensayo al estar en el marco de la acreditación del INACAL-DA y del Organismo Internacional de Acreditación-IAS, se encuentran dentro del ámbito de reconocimiento multilateral/multio de los miembros firmantes de IAAC e ILAC.
OBSERVACIONES: • Está prohibida la reproducción parcial o total del presente documento a menos que sea bajo la autorización escrita de Servicios Analíticos Generales S.A.C. • Los resultados emitidos en este documento sólo son válidos para las muestras referidas en el presente informe. • Las muestras serán conservadas de acuerdo al periodo de perecibilidad del parámetro analizado con un máximo de 30 días de haber ingresado las muestras al laboratorio. Luego será eliminadas.
IMPORTANTE: • Este documento fue emitido con firma electrónica de valor legal en formato PDF. Debe solicitar su documento electrónico para verificar la autenticidad. Puedes comprobar la validez del mismo haciendo clic sobre la firma, saldrá un aviso: Validez de firma: firma válida, de no validarse el documento es falso. Notifique al correo: laboratorio@sagperu.com si su informe ha sido adulterado.

SERVICIOS ANALÍTICOS GENERALES S.A.C.

Laboratorios: INACAL-DA (Sede Lima 1) y Organismo Internacional de Acreditación (IAS-829): Av. Naciones Unidas N° 1565 Urb. Chacra Ríos Norte - Lima y
INACAL-DA (Sede Lima 2) : Pasaje Clorinda Matto de Turner N° 2079 Urb. Chacra Ríos Norte - Lima.

• Central telefónica (511) 425-6885 • Web: www.sagperu.com • Contacto Electrónico: sagperu@sagperu.com

EXPERTS
WORKING
FOR YOU

Página 1 de 2



LABORATORIO DE ENSAYO
ACREDITADO POR EL ORGANISMO
INTERNATIONAL ACCREDITATION
SERVICE, INC. - IAS
CON REGISTRO TL - 829



LABORATORIO DE ENSAYO
ACREDITADO POR EL
ORGANISMO DE
ACREDITACIÓN INACAL-DA
CON REGISTRO N° LE - 047



INFORME DE ENSAYO N° 1804435-2024 CON VALOR OFICIAL

II. RESULTADOS

Producto declarado	Agua residual	Agua residual
Matriz analizada	Agua residual	Agua residual
Fecha de muestreo	2024-06-13	2024-06-13
Hora de inicio de muestreo (h)	11:10	12:03
Coordenadas UTM WGS 84 19L	0392279E	0393083E
Altitud (msnm)	8247304N	8247062N
Descripción del punto de muestreo	3818	3822
Condiciones de la muestra	AFLUENTE - LAG. EST. ESPINAR - PUNO	EFLUENTE FINAL - LAG. EST. ESPINAR - PUNO
Código del Cliente	Refrigerada / preservada	Refrigerada / preservada
Código del Laboratorio	LAGUNA EL ESPINAR	LAGUNA EL ESPINAR (EFLUENTE)
Ensayos	24060834	24060835
ENSAYOS ACREDITADOS ANTE IAS - 289		
Ensayos	Unidades	Resultados
Flow (caudal)	m³/s	0.1899
ENSAYOS ACREDITADOS ANTE INACAL-DA (SEDE LIMA 1)		
Ensayos	Unidades	Resultados
pH (medición en campo)	Unid. pH	8.54
Temperatura (medición en campo)	°C	17.6
Aceites y grasas (HEM)	mg/L	130.0
Demanda Bioquímica de oxígeno (DBO ₅)	mg/L	295.50
Demanda Química de oxígeno (DQO)	O ₂ mg/L	676.0
Sólidos suspendidos totales (TSS)	mg/L	237.40
Numeración de Coliformes Fecales (Coliformes Termotolerantes)	NMP/100mL	140 x 10 ⁶
Código del Cliente	DUPLICADO (LAGUNA EL ESPINAR)	Blanco de campo (BKc)
Código del Laboratorio	24060836	24060837
Ensayos	Unidades	Resultados
Demanda Química de oxígeno (DQO)	O ₂ mg/L	686.0
Sólidos suspendidos totales (TSS)	mg/L	220 x 10 ⁶
Numeración de Coliformes Fecales (Coliformes Termotolerantes)	NMP/100mL	220 x 10 ⁶
Recuento de Bacterias Heterotróficas por incorporación ²	ufc/mL	220 x 10 ⁶
Medición de pH realizada a 25°C.		
(2) Medio de cultivo utilizado PCA, incubación 35°C/48 ± 3 h		
////: Ensayo no solicitado		

Lima, 14 de Agosto del 2024.

Cod. FI 004 / Versión: 04 / FE: 06/2023

Este informe de ensayo al estar en el marco de la acreditación del INACAL-DA y del Organismo Internacional de Acreditación-IAS, se encuentran dentro del ámbito de reconocimiento multilateral/mutuo de los miembros firmantes de IAAC e ILAC.

OBSERVACIONES: • Está prohibida la reproducción parcial o total del presente documento a menos que sea bajo la autorización escrita de Servicios Analíticos Generales S.A.C. • Los resultados emitidos en este documento sólo son válidos para las muestras referidas en el presente informe. • Las muestras serán conservadas de acuerdo al periodo de perecibilidad del parámetro analizado con un máximo de 30 días de haber ingresado las muestras al laboratorio. Luego será eliminadas.

IMPORTANTE: • Este documento fue emitido con firma electrónica de valor legal en formato PDF. Debe solicitar su documento electrónico para verificar la autenticidad. Puedes comprobar la validez del mismo haciendo clic sobre la firma, saldrá un aviso: Validez de firma : firma válida*, de no validarse el documento es falso. Notifique al correo: laboratorio@sagperu.com si su informe ha sido adulterado.

SERVICIOS ANALÍTICOS GENERALES S.A.C.

Laboratorios: INACAL-DA (Sede Lima 1) y Organismo Internacional de Acreditación (IAS-829): Av. Naciones Unidas N° 1565 Urb. Chacra Ríos Norte - Lima y INACAL-DA (Sede Lima 2) : Pasaje Clorinda Matto de Turner N° 2079 Urb. Chacra Ríos Norte - Lima.

• Central telefónica (511) 425-6885 • Web: www.sagperu.com • Contacto Electrónico: sagperu@sagperu.com

Página 2 de 2

EXPERTS
WORKING
FOR YOU

Anexo 3

Panel fotográfico

Imagen 1

Punto de muestreo (Zona de entrada de la PTAR)



Imagen 2

Lavado de Filtro de Fibra de Vidrio



Imagen 3

Disoluciones de la muestra PAC para análisis de coliformes termotolerantes

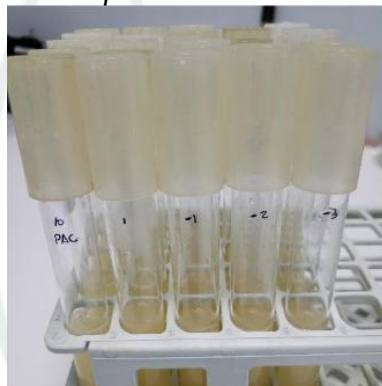


Imagen 4

Resultado positivo para coliformes termotolerantes

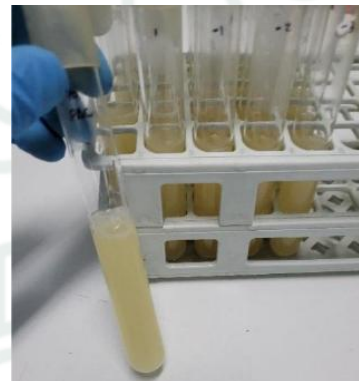


Imagen 5

Adición de suspensiones en siembra



Imagen 6

Escamas de trucha arcoíris

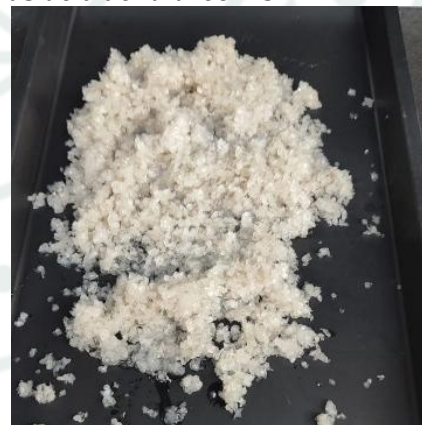


Imagen 7

Triturado de escamas de trucha arcoíris



Imagen 8

Despigmentación de escamas de trucha arcoíris

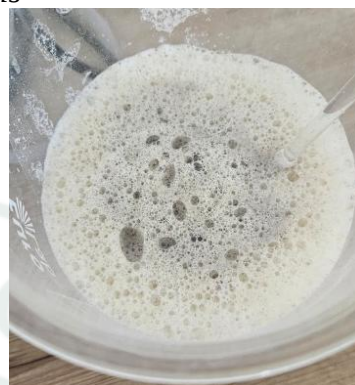


Imagen 9

Desproteinización

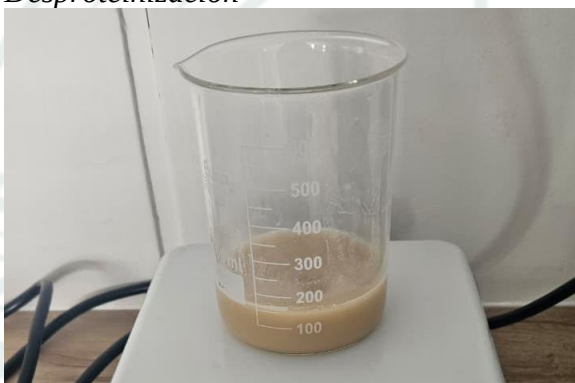


Imagen 10

Desmineralización



Imagen 11

Desacetilación



Imagen 12

Análisis de muestra de quitosano



Anexo 4

Resultados de laboratorio parámetros físico-químicos y microbiológicos

RESULTADOS ANALÍTICOS

Fecha de Muestreo						17/12/2024
Hora de Muestreo						08:21:00
Tipo de Muestra						Aguas Residuales Domésticas PTAR-E
Identificación						
Parámetro	Ref. Mét.	Fecha de Ensayo	Unidad	LD	LQ	Resultado
ENSAYOS FÍSICOQUÍMICOS						
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO5)	1828	18/12/2024	mg/L	2	5	390
Sólidos Suspendidos Totales	20513	18/12/2024	mg/L	3	5	252
Turbidez (Laboratorio)	1845	18/12/2024	UNT	0,08	0,20	259
ENSAYOS MICROBIOLÓGICOS						
Coliformes Termotolerantes	8825	18/12/2024	NMP/100mL	1,8	---	13000000

Fecha de Muestreo						17/12/2024
Hora de Muestreo						08:21:00
Tipo de Muestra						Aguas Residuales Domésticas PTAR-E.1
Identificación						
Parámetro	Ref. Mét.	Fecha de Ensayo	Unidad	LD	LQ	Resultado
ENSAYOS FÍSICOQUÍMICOS						
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO5)	1828	18/12/2024	mg/L	2	5	361
Sólidos Suspendidos Totales	20513	18/12/2024	mg/L	3	5	248
Turbidez (Laboratorio)	1845	18/12/2024	UNT	0,08	0,20	255
ENSAYOS MICROBIOLÓGICOS						
Coliformes Termotolerantes	8825	18/12/2024	NMP/100mL	1,8	---	79000000

Fecha de Muestreo						17/12/2024
Hora de Muestreo						08:21:00
Tipo de Muestra						Aguas Residuales Domésticas PTAR-E.2
Identificación						
Parámetro	Ref. Mét.	Fecha de Ensayo	Unidad	LD	LQ	Resultado
ENSAYOS FÍSICOQUÍMICOS						
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO5)	1828	18/12/2024	mg/L	2	5	353
Sólidos Suspendidos Totales	20513	18/12/2024	mg/L	3	5	245.7
Turbidez (Laboratorio)	1845	18/12/2024	UNT	0,08	0,20	253
ENSAYOS MICROBIOLÓGICOS						
Coliformes Termotolerantes	8825	18/12/2024	NMP/100mL	1,8	---	24000000

Fecha de Muestreo						17/12/2024
Hora de Muestreo						11:00:00
Tipo de Muestra						Aguas Residuales Domésticas PAC
Identificación						
Parámetro	Ref. Mét.	Fecha de Ensayo	Unidad	LD	LQ	Resultado
ENSAYOS FÍSICOQUÍMICOS						
Sólidos Suspendidos Totales	20513	19/12/2024	mg/L	3	5	11
Turbidez (Laboratorio)	1845	19/12/2024	UNT	0,08	0,20	5.85

Fecha de Muestreo						17/12/2024
Hora de Muestreo						11:00:00
Tipo de Muestra						Aguas Residuales Domésticas PAC.1
Identificación						
Parámetro	Ref. Mét.	Fecha de Ensayo	Unidad	LD	LQ	Resultado
ENSAYOS FISCOQUÍMICOS						
Sólidos Suspendidos Totales	20513	19/12/2024	mg/L	3	5	11.5
Turbidez (Laboratorio)	1845	19/12/2024	UNT	0,08	0,20	5.78

Fecha de Muestreo						17/12/2024
Hora de Muestreo						11:00:00
Tipo de Muestra						Aguas Residuales Domésticas PAC.2
Identificación						
Parámetro	Ref. Mét.	Fecha de Ensayo	Unidad	LD	LQ	Resultado
ENSAYOS FISCOQUÍMICOS						
Sólidos Suspendidos Totales	20513	19/12/2024	mg/L	3	5	11.2
Turbidez (Laboratorio)	1845	19/12/2024	UNT	0,08	0,20	5.8

Fecha de Muestreo						17/12/2024
Hora de Muestreo						11:00:00
Tipo de Muestra						Aguas Residuales Domésticas PAC-QUIT
Identificación						
Parámetro	Ref. Mét.	Fecha de Ensayo	Unidad	LD	LQ	Resultado
ENSAYOS FISCOQUÍMICOS						
Sólidos Suspendidos Totales	20513	19/12/2024	mg/L	3	5	12
Turbidez (Laboratorio)	1845	19/12/2024	UNT	0,08	0,20	26.6

Fecha de Muestreo						17/12/2024
Hora de Muestreo						11:00:00
Tipo de Muestra						Aguas Residuales Domésticas PAC-QUIT.1
Identificación						
Parámetro	Ref. Mét.	Fecha de Ensayo	Unidad	LD	LQ	Resultado
ENSAYOS FISCOQUÍMICOS						
Sólidos Suspendidos Totales	20513	19/12/2024	mg/L	3	5	13
Turbidez (Laboratorio)	1845	19/12/2024	UNT	0,08	0,20	26.2

Fecha de Muestreo						17/12/2024
Hora de Muestreo						11:00:00
Tipo de Muestra						Aguas Residuales Domésticas PAC-QUIT.2
Identificación						
Parámetro	Ref. Mét.	Fecha de Ensayo	Unidad	LD	LQ	Resultado
ENSAYOS FISCOQUÍMICOS						
Sólidos Suspendidos Totales	20513	19/12/2024	mg/L	3	5	12.7
Turbidez (Laboratorio)	1845	19/12/2024	UNT	0,08	0,20	25.9

Fecha de Muestreo						17/12/2024
Hora de Muestreo						11:00:00
Tipo de Muestra						Aguas Residuales Domésticas QUIT
Identificación						
Parámetro	Ref. Mét.	Fecha de Ensayo	Unidad	LD	LQ	Resultado
ENSAYOS FISCOQUÍMICOS						
Sólidos Suspendidos Totales	20513	19/12/2024	mg/L	3	5	90
Turbidez (Laboratorio)	1845	19/12/2024	UNT	0,08	0,20	97.5

Fecha de Muestreo						17/12/2024
Hora de Muestreo						11:00:00
Tipo de Muestra						Aguas Residuales Domésticas
Identificación						QUIT.1
Parámetro	Ref. Mét.	Fecha de Ensayo	Unidad	LD	LQ	Resultado
ENSAYOS FISICOQUÍMICOS						
Sólidos Suspendidos Totales	20513	19/12/2024	mg/L	3	5	95.6
Turbidez (Laboratorio)	1845	19/12/2024	UNT	0,08	0,20	97.1

Fecha de Muestreo						17/12/2024
Hora de Muestreo						11:00:00
Tipo de Muestra						Aguas Residuales Domésticas
Identificación						QUIT.2
Parámetro	Ref. Mét.	Fecha de Ensayo	Unidad	LD	LQ	Resultado
ENSAYOS FISICOQUÍMICOS						
Sólidos Suspendidos Totales	20513	19/12/2024	mg/L	3	5	94.6
Turbidez (Laboratorio)	1845	19/12/2024	UNT	0,08	0,20	96.8

Ensayo	Ref. Mét.	Método
Turbidez (Laboratorio)	1845	SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 2130 B, 24th Ed. 2023
Sólidos Suspendidos Totales	20513	SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 2540 D, 23rd, 2017 Validado
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO5)	1828	SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 5210 B, 24th Ed. 2023
Coliformes Termotolerantes	8825	SMEWW-APHA-AWWA-WEF Parte 9221 E 1, (SMEWW, 2023)

La realización de los métodos para la obtención de los resultados en el presente informe, fue supervisado por los analistas de laboratorio acreditados:

- Maria Elena Cuba Flores
- Ivory Rodrigo Bravo Salas


 Maria Elena Cuba Flores
 CQP: 1485
 Personal Signatario – Químico


 Ivory Rodrigo Bravo Salas
 CBP: 15591
 Personal Signatario - Microbiológico

Anexo 5

Tabla de resultados de tasa de remoción

Tratamiento	Repetición	Remoción Turbidez, %	Remoción SST, %
PAC	1	97.74	95.63
PAC	2	97.73	95.36
PAC	3	97.71	95.44
PROMEDIO		97.73	95.48
QUIT	1	62.36	64.29
QUIT	2	61.92	61.45
QUIT	3	61.74	61.50
PROMEDIO		62.01	62.41
PACQUIT	1	89.73	95.24
PACQUIT	2	89.73	94.76
PACQUIT	3	89.76	94.83
PROMEDIO		89.74	94.94

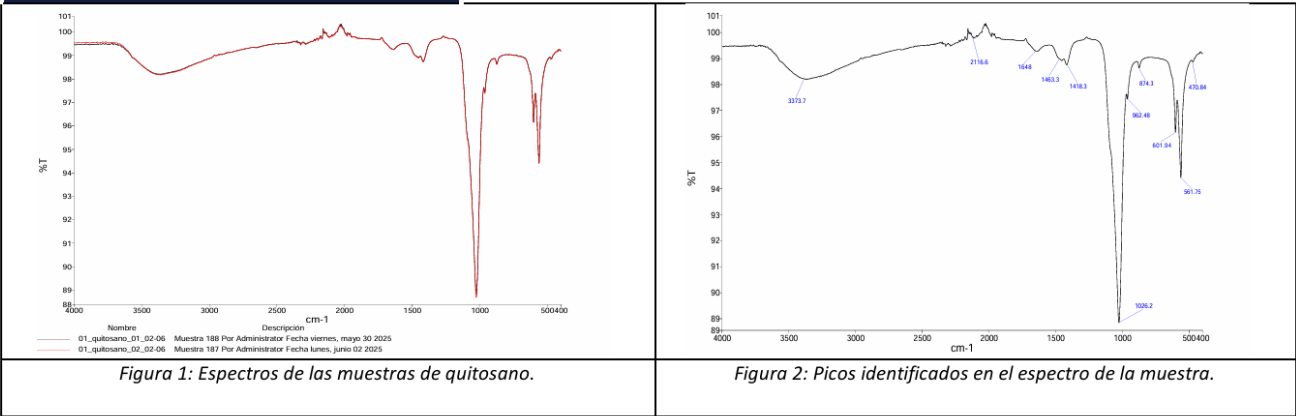
Anexo 6
Reporte de resultados espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier

Table with 2 columns: Logo/Title and Metadata. Row 1: UNSA logo and FORMATO. Row 2: REPORTE DE RESULTADOS DE LABORATORIO and Códigos (CÓDIGO, VERSIÓN, FECHA).

Table with 2 columns: Field and Value. Fields include Nombre del solicitante, Fecha de inicio del ensayo, Laboratorio, and Equipo (procedencia). Values include Stephani Dennís Rodríguez Yauri, 2/6/2025, Laboratorio de Operaciones Unitarias, and FTIR equipment details.

Main results table with 6 columns: Código de la muestra, Descripción de la muestras, Nombre del ensayo y método, Parámetro evaluado, Resultado promedio ± SD o acumulado, and Repeticiones o puntos evaluados. Rows show parameters like 'Inicio del barrido', 'Fin del barrido', 'Barridos', 'Resolución espectral', 'Picos identificados', and 'Mejor coincidencia'.

Figuras y/o imágenes del ensayo





Conclusión

La muestra de lo que sería quitosano tiene 13 picos identificados en el barrido espectral desde 4000 hasta 400 cm^{-1} (Figura 2), estando los principales en:

-3364.65 cm^{-1} , que corresponde estiramiento de los grupos O-H y N-H, característico de la estructura del quitosano. Esta banda ancha es típica debido a la presencia de puentes de hidrógeno en los grupos hidroxilo (-OH) y amino (-NH₂) del quitosano (*1).

-2325.60 cm^{-1} , la cual no es típica en espectros de quitosano. Los picos cerca de 2300 cm^{-1} suelen atribuirse a vibraciones del CO₂ presente en el ambiente, o a contaminantes (*2).

-2195.95, 2167.20 y 2113.58 cm^{-1} ; corresponden a estiramientos de enlaces C≡N (nitrilos) o C≡C (alquinos) que no forman parte de la estructura química del quitosano (*3). Podrían ser sobretonos o señales de contaminación.

-1981.17 cm^{-1} , atribuida a sobretonos (*2) y no es característica de quitosano.

-1636.89 cm^{-1} , asociado al estiramiento amida I (C=O) y/o vibración de deformación N-H. Esta banda es fundamental para identificar la presencia de grupos amida o amino en el quitosano, remanentes del proceso de desacetilación (*1).

-1417.15 cm^{-1} , banda de deformación CH₂ y vibración de grupos amino (N-H) en quitosano (*3). Esta banda también puede indicar la presencia de grupos metileno.

1026.01 cm^{-1} , estiramiento C-O-C de éteres y vibraciones C-O en polisacáridos. Esta banda es típica de la estructura de polisacáridos como el quitosano (*1).

-962.46 cm^{-1} , vibración C-H fuera del plano o vibraciones relacionadas con la estructura de anillos de azúcar (*3).

-874.18 cm^{-1} , vibración de deformación C-H fuera del plano, común en polisacáridos (*1).

-601.66 y 561.49 cm^{-1} , bandas generalmente atribuidas a vibraciones de deformación o impurezas; no son características del quitosano (*2).

Los picos en 3364.65, 1636.89, 1417.15, 1026.01, 962.46, y 874.18 cm^{-1} corresponden claramente a los grupos funcionales y estructura química esperada para el quitosano. Por otro lado, las de 2325.60 y entre 2100 y 2200 cm^{-1} no corresponden a quitosano y pueden estar relacionadas con contaminantes o al origen de la materia prima para la elaboración del material.

(1) Rinaudo, M. (2006). Chitin and chitosan: Properties and applications. *Progress in Polymer Science*, 31(7), 603-632.

(2) Silverstein, R. M., Webster, F. X., & Kiemle, D. J. (2005). *Spectrometric Identification of Organic Compounds*.

(3) Kumar, M. N. V. R. (2000). A review of chitin and chitosan applications. *Reactive and Functional Polymers*, 46(1), 1-27.

Elaborado por:

Helbert A. Portugal Ochoa
Especialista del Laboratorio

Revisado por:

Esperanza A. Medina de Miranda
Coordinadora del Laboratorio