

Escuela Superior Politécnica del Litoral

Facultad de Ciencias Naturales y Matemáticas

**Rediseño de una Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Industriales
de Productos de Limpieza**

INGE-2993

Proyecto Integrador

Previo la obtención del Título de:

Ingeniero Químico

Presentado por:

Odalys Yadira Almeida Cabrera

José David Nacipucha Vera

Guayaquil - Ecuador

Año: 2025

Dedicatoria

El presente proyecto se lo dedico a Dios, a mi familia y a todas aquellas personas, amigos y conocidos que confiaron en mí y sirvieron de apoyo cuando más lo necesitaba. De manera especial, se lo dedico a mi versión preuniversitaria, por no rendirse, por creer en sus capacidades y sentar las bases del camino que hoy culmina con este logro.

- *Odalys Almeida*

El presente proyecto lo dedico a Dios, por darme la fortaleza y sabiduría necesarias para superar los retos. A mi familia, especialmente a mi padre, por su apoyo constante en la adquisición de equipos y reactivos, lo cual fue crucial para el éxito de este trabajo.

- *José Nacipucha*

Agradecimientos

Nuestro más sincero agradecimiento al laboratorio Grupo Químico Marcos por facilitarnos la realización de los ensayos específicos, al Ing. Sebastián de los Ríos por brindarnos la oportunidad de colaborar y mejorar nuestras habilidades, y al PhD. Luis Eduardo Romero Hidalgo, nuestro tutor, por su orientación y apoyo a lo largo de todo el proceso. Sin su guía, este proyecto no habría sido posible.

Declaración Expresa

Nosotros, Odalys Yadira Almeida Cabrera y José David Nacipucha Vera, acordamos y reconocemos que:

La titularidad de los derechos patrimoniales de autor del proyecto de graduación corresponderá a los autores, sin perjuicio de lo cual la ESPOL recibe en este acto una licencia gratuita de plazo indefinido para el uso no comercial y comercial de la obra con facultad de sublicenciar, incluyendo la autorización para su divulgación, así como para la creación y uso de obras derivadas. En el caso de usos comerciales se respetará el porcentaje de participación en beneficios que corresponda a favor de los autores.


La titularidad total y exclusiva sobre los derechos patrimoniales de patente de invención, modelo de utilidad, diseño industrial, secreto industrial, software o información no divulgada que corresponda o pueda corresponder respecto de cualquier investigación, desarrollo tecnológico o invención realizada por nosotros durante el desarrollo del proyecto de graduación, pertenecerán de forma total, exclusiva e indivisible a la ESPOL, sin perjuicio del porcentaje que nos corresponda de los beneficios económicos que la ESPOL reciba por la explotación de nuestra innovación, de ser el caso.

En los casos donde la Oficina de Transferencia de Resultados de Investigación (OTRI) de la ESPOL comunique a los autores que existe una innovación potencialmente patentable sobre los resultados del proyecto de graduación, no se realizará publicación o divulgación alguna, sin la autorización expresa y previa de la ESPOL.

Guayaquil, 17 de Octubre del 2025.



Odalys Yadira
Almeida Cabrera



Jose David
Nacipucha Vera

Evaluadores

Nadia Magaly Flores Manrique

Profesor de Materia

Luis Eduardo Romero Hidalgo

Tutor de proyecto

Resumen

Este proyecto tiene como objetivo el rediseño de una planta de tratamiento de aguas residuales industriales en la industria de productos de limpieza. El proyecto se justifica por la necesidad de mejorar el tratamiento de efluentes con alta carga orgánica y tensoactivos, los cuales representan un desafío para la industria. Se propone una solución fisicoquímica mediante un sistema de coagulación y floculación adaptado a las características del efluente. Los materiales y técnicas empleadas incluyen la selección de coagulantes, floculantes, y el ajuste de pH para maximizar la remoción de contaminantes. Se obtuvieron resultados satisfactorios en cuanto a la reducción de turbidez, DQO y aceites, superando los valores iniciales y cumpliendo con la normativa vigente. Las conclusiones destacan la efectividad del diseño propuesto y su viabilidad económica.

Palabras claves: Tratamiento de aguas residuales industriales, coagulación, floculación, industria de productos de limpieza, tratamiento de efluentes.

Abstract

This project aims to redesign an industrial wastewater treatment plant for the cleaning products industry, focusing on improving the treatment of effluents with high organic load and surfactants, which present significant challenges for industry. The proposed solution involves a physicochemical process using coagulation and flocculation, tailored to the specific characteristics of wastewater. The materials and techniques employed include the selection of coagulants, flocculants, and pH adjustment to optimize the removal of contaminants. The results show significant improvements in turbidity, chemical oxygen demand (COD), and oil and grease reduction, surpassing initial values and complying with current environmental regulations. The conclusions highlight the effectiveness of the proposed design and its economic feasibility, making it a sustainable option for the industry.

Keywords: *Industrial wastewater treatment, coagulation, flocculation, cleaning products industry, effluent treatment.*

Índice general

Resumen.....	I
<i>Abstract</i>	II
Abreviaturas.....	III
Simbología.....	IV
Índice de figuras.....	V
Índice de tablas.....	VI
Capítulo 1.....	7
1. Introducción.....	7
1.1. Descripción del problema.....	8
1.2. Justificación del Problema.....	9
1.3. Objetivos.....	10
1.3.1. Objetivo general.....	10
1.3.2. Objetivos específicos.....	10
1.4. Marco Teórico.....	11
1.4.1. Aguas residuales industriales.....	11
1.4.2. Composición característica del efluente industrial.....	11
1.4.3. Plantas de tratamiento de aguas residuales industriales (PTARI).....	12
1.4.4. Tecnologías de tratamiento.....	13
1.4.5. Coagulación - Flocculación.....	14
1.4.6. Prueba de jarras.....	16
Capítulo 2.....	18
2. Metodología.....	18
2.1. Levantamiento de información del sistema de tratamiento existente.....	18
2.2. Muestreo y caracterización inicial del efluente.....	19
2.3. Selección de tecnología.....	20
2.4. Propuesta de diseño.....	21
2.4.1. Alternativa A (sistema continuo de coagulación, flocculación y DAF adaptado).....	22
2.4.2. Alternativa B (sistema continuo de coagulación, flocculación y sedimentación).....	23

2.4.3.	Alternativa C (sistema compacto por lotes de coagulación, floculación y sedimentación)	24
2.5.	Diseño experimental	25
2.5.1.	Determinación de condiciones operacionales	25
2.5.2.	Caracterización previa al ensayo de jarras	26
2.5.3.	Ensayo de jarras	27
2.6.	Tratamiento de los datos	31
2.7.	Verificación con la normativa.....	31
2.8.	Dimensionamiento de equipos	32
2.8.1.	Tanque de tratamiento (TK-102)	32
2.8.2.	Selección del agitador mecánico.....	32
2.8.3.	Dimensionamiento del Tanque de lodos (TK-103)	33
2.8.4.	Potencia mínima requerida de bombeo (P-101).....	33
2.9.	Análisis económico	35
2.10.	Manual de operación y monitoreo	35
Capítulo 3	36
3.	Resultados y análisis	36
3.1.	Diagnóstico inicial del efluente	36
3.2.	Resultados del diseño experimental.....	37
3.2.1.	Selección de coagulante	37
3.2.2.	Selección de floculante	38
3.2.3.	Dosis óptima	40
3.2.4.	Caracterización final del agua tratada.....	47
3.3.	Cumplimiento normativo	49
3.4.	Resultados del Análisis de Varianza (ANOVA).....	50
3.4.1.	Prueba 1 (Ajuste de pH pre-coagulación).....	50
3.4.2.	Prueba 2 (Ajuste de pH post-coagulación)	50
3.5.	Dimensionamiento de equipos	51
3.5.1.	Tanque TK-102.....	51
3.5.2.	Tanque TK-103	52
3.5.3.	Potencia mínima requerida de bombeo (P-101).....	53
3.6.	Análisis económico	55
3.6.1.	Inversión inicial (CAPEX).....	55

3.6.2.	Costos operativos mensuales (OPEX)	56
3.6.3.	Impacto económico asociado a la gestión del efluente	57
3.6.4.	Flujo de caja	57
Capítulo 4.....		59
4.	Conclusiones y Recomendaciones	59
4.1.	Conclusiones	59
4.2.	Recomendaciones	60
Referencias.....		62

Abreviaturas

COA	Código Orgánico del Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxígeno
DQO	Demanda Química de Oxígeno
DAF	Dissolved Air Flotation (Flotación de aire disuelto)
ESPOL	Escuela Superior Politécnica del Litoral
LMP	Límites Máximos Permisibles
ODS	Objetivo de Desarrollo Sostenible
POA	Procedimiento de Oxidación Avanzada
PTARI	Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Industriales
SDT	Sólidos Disueltos Totales
TULSMA	Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente
EPP	Equipo de protección personal
CAPEX	Capital Expenditure (Gasto de inversión)
OPEX	Operational Expenditure (Gasto operacional)

Simbología

ml	Mililitro
L	Litro
HCl	Ácido clorhídrico
PAC	Policloruro de aluminio
pH	Potencial de Hidrógeno
W	Watts
Kg	Kilogramo
Pa	Pascal
USD	United States Dollar

Índice de figuras

<i>Figura 1: Proceso de sedimentación progresiva durante la coagulación-floculación.....</i>	<i>17</i>
<i>Figura 2: Diagrama de flujo del sistema de tratamiento de aguas residuales de la empresa cliente.....</i>	<i>18</i>
<i>Figura 3: Caracterización inicial de aceites y grasas del efluente industrial.....</i>	<i>20</i>
<i>Figura 4: Diagrama de flujo de proceso de la alternativa A.....</i>	<i>22</i>
<i>Figura 5: Formación y sedimentación de flóculos grises (muestra de la segunda trampa de grasa).....</i>	<i>30</i>
<i>Figura 6: Selección de coagulante.....</i>	<i>38</i>
<i>Figura 7: Relación turbidez con dosis de coagulante-floculante de prueba 1.....</i>	<i>43</i>
<i>Figura 8: Relación turbidez con dosis de coagulante-floculante de prueba 2.....</i>	<i>47</i>
<i>Figura 9: Dimensionamiento del tanque TK-102.....</i>	<i>52</i>
<i>Figura 10: Dimensionamiento del tanque TK-103.....</i>	<i>53</i>
<i>Figura 11: Medidas del sistema propuesto 3.....</i>	<i>55</i>
<i>Figura 12: Flujo económico trimestral.....</i>	<i>58</i>

Índice de tablas

Tabla 1: <i>Parámetros operativos de coagulantes comunes</i>	15
Tabla 2: <i>Comparación de floculantes sintéticos</i>	16
Tabla 3: <i>Eficiencias reportadas para matrices similares.</i>	21
Tabla 4: <i>Condiciones operacionales de la prueba de jarras.</i>	25
Tabla 5: <i>Coagulantes, floculantes y dosis a emplear en el ensayo de jarras.</i>	26
Tabla 6: <i>Criterios de cumplimiento normativo del efluente</i>	32
Tabla 7: <i>Resultados promediados de la caracterización inicial del efluente</i>	36
Tabla 8: <i>Porcentaje de remoción de contaminantes en el sistema de trampas de grasa</i>	37
Tabla 9: <i>Resultados promediados de la selección de coagulante</i>	38
Tabla 10: <i>Resultados promediados de la selección de floculante</i>	39
Tabla 11: <i>Resultados de los ensayos coagulación-floculación con ajuste de pH pre-coagulación</i>	42
Tabla 12: <i>Resultados de los ensayos coagulación--floculación con ajuste de pH post-coagulación</i>	46
Tabla 13: <i>Factores usados para el cálculo de la potencia requerida de P-101</i>	53
Tabla 14: <i>Inversión inicial del sistema de tratamiento propuesto</i>	56
Tabla 15: <i>Costos operacionales mensuales.</i>	57

Capítulo 1

1. Introducción

El adecuado tratamiento de las aguas residuales industriales representa un desafío técnico, ambiental y regulatorio de creciente interés a nivel global. Las Naciones Unidas reportaron que alrededor del 38 % de los efluentes industriales reciben algún nivel de tratamiento en los países que reportan datos, y apenas un 27 % se consideran “tratados de forma segura” (United Nations, 2024). En Latinoamérica, la falta de infraestructura adecuada y el crecimiento acelerado de la industria química y de productos de consumo han generado un aumento en la descarga de contaminantes hacia los cuerpos receptores. Esta situación refleja una brecha significativa entre las políticas de control ambiental y las capacidades tecnológicas de muchas industrias, particularmente en los países en desarrollo (Brichetti et al, 2021).

En Ecuador, la falta de tratamiento de las aguas residuales vertidas a cuerpos receptores y la expansión de actividades extractivas han deteriorado la calidad hídrica del país entre 2015 y 2025. Los resultados revelan que el 73,7 % de las aguas residuales municipales no se tratan de manera adecuada (Guerrero et al., 2025). Un informe del Banco Mundial (2019) revela que, en Guayaquil, el mayor centro industrial y poblacional del país, más del 80% de las industrias vierten sus aguas residuales con alta carga orgánica directamente al alcantarillado o a los ríos, sin ningún tratamiento.

En la industria de productos de limpieza y cuidado personal, la gestión de aguas residuales representa un desafío relevante debido a la presencia de compuestos químicos que requieren tratamientos más especializados que los sistemas básicos de separación física. En muchos casos, las plantas operan con infraestructuras limitadas y procesos que no están diseñados para enfrentar adecuadamente la variabilidad del caudal ni la complejidad de los contaminantes generados, especialmente durante las épocas de lluvia o incrementos en la

producción. Esta situación dificulta el cumplimiento de la normativa ambiental vigente y aumenta el riesgo de descargas que puedan afectar la eficiencia del sistema de alcantarillado y el entorno ambiental (Ministerio del Ambiente del Ecuador, 2017). Por ello, se vuelve necesario evaluar alternativas tecnológicas que mejoren la eficiencia del tratamiento y asegurar la calidad del efluente descargado.

El presente proyecto se organiza en cuatro capítulos. En el primer capítulo se describe el contexto general incluyendo la problemática, los objetivos y el marco teórico. El segundo capítulo aborda la metodología empleada para la evaluación, selección y desarrollo de la tecnología de tratamiento propuesta. El tercer capítulo expone los resultados del diseño experimental y su análisis. Finalmente, el cuarto capítulo expone las conclusiones y recomendaciones del proyecto para el desarrollo de futuras líneas de trabajo orientadas a la implementación y mejora del proceso propuesto.

1.1. Descripción del problema

La industria que elabora productos de limpieza y cuidado personal usa diversas sustancias químicas en sus procesos de producción, tales como fragancias, sales de amonio cuaternario, compuestos clorados, aceites minerales, conservantes y tensoactivos aniónicos, catiónicos y no iónicos. Durante las etapas de lavado y enjuague de los equipos, principalmente de los tanques de mezclado, estos compuestos se incorporan al agua residual, generando un efluente de alta carga orgánica y química. Si este efluente no recibe un tratamiento adecuado previo a su descarga, puede generar contaminación en el sistema de alcantarillado y posteriormente, en los cuerpos de agua receptores.

En la ciudad de Guayaquil, una empresa del sector de productos de limpieza y cuidado personal opera un sistema de tratamiento de aguas residuales basado principalmente en trampas de separación por densidad. Este sistema, al ser de operación pasiva y no ajustable, no permite adaptarse a la alta variabilidad del efluente generado por los procesos productivos y de limpieza

de equipos. Como resultado, el desempeño del tratamiento depende directamente de las características instantáneas del efluente, lo que conduce a un cumplimiento no uniforme de los parámetros de descarga. Adicionalmente, el sistema se encuentra sobredimensionado, lo que incrementa el volumen de retención sin aportar un control efectivo sobre la calidad del efluente tratado.

Asimismo, el monitoreo de los parámetros fisicoquímicos se realiza con baja frecuencia, limitando el control operacional y la identificación oportuna de desviaciones en la calidad del efluente. A ello se suma la incorporación de aguas pluviales en la primera etapa del sistema, práctica que incrementa el volumen total a tratar y genera diluciones variables que modifican las características fisicoquímicas del efluente, afectando la estabilidad del proceso.

Como consecuencia, el sistema presenta un comportamiento inestable, cumpliendo de manera intermitente con los Límites Máximos Permisibles (LMP) establecidos en la Tabla 8 del Decreto Ejecutivo 3516 (Presidencia de la República del Ecuador, 2003), normativa que regula los parámetros fisicoquímicos y contaminantes específicos permitidos para descargas al sistema de alcantarillado público. Esta situación incrementa el riesgo de incumplimiento regulatorio y el impacto ambiental asociado a la descarga del efluente. En este contexto, se plantea el rediseño conceptual del sistema hacia una alternativa fisicoquímica más eficiente, que minimice la carga contaminante y reduzca el impacto ambiental asociado a la descarga del efluente al sistema de alcantarillado público.

1.2. Justificación del Problema

El presente estudio adquiere pertinencia académica y técnica al proponer una alternativa de mejora para el tratamiento de aguas residuales generadas por la industria de productos de limpieza y cuidado personal. La metodología desarrollada puede ser aplicada en empresas con condiciones operativas similares, proporcionando un referente técnico para la selección de procesos fisicoquímicos orientados al cumplimiento de la normativa ambiental vigente.

La solución de la problemática se alinea con los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) 6 (Agua limpia y saneamiento) y 12 (Producción y consumo responsables). Esta iniciativa permitirá un tratamiento adecuado de los efluentes industriales, reduciendo la contaminación de cuerpos de agua y promoviendo el uso responsable del recurso hídrico. Asimismo, fomentará prácticas más sostenibles en la gestión de los residuos generados por la industria, contribuyendo a procesos productivos responsables y ambientalmente seguros.

A nivel social y ambiental, el proyecto representa un aporte significativo al reducir los impactos negativos sobre los cuerpos receptores y el sistema de alcantarillado público, mejorando la calidad del agua y protegiendo la salud de las comunidades cercanas. Con ello se favorece la preservación de los ecosistemas acuáticos al disminuir la contaminación generada por los efluentes industriales. Asimismo, se fortalece la cultura de responsabilidad ambiental dentro de la industria, mejora la imagen corporativa de las empresas del sector y promueve el cumplimiento de las metas nacionales relacionadas con la gestión sostenible del agua.

1.3. Objetivos

1.3.1. Objetivo general

Proponer un diseño de una planta de tratamiento de aguas residuales para una industria de productos de limpieza que garantice el cumplimiento de la normativa ambiental vigente, a través de una solución técnica, económica y sostenible.

1.3.2. Objetivos específicos

- Diagnosticar las condiciones actuales del efluente industrial mediante la caracterización fisicoquímica de las aguas residuales para la determinación de la carga contaminante principal.
- Diseñar el sistema de tratamiento de aguas residuales, seleccionando las operaciones unitarias adecuadas, dimensionando los equipos y estableciendo los parámetros operativos para la remoción eficiente de contaminantes.

- Evaluar la viabilidad del diseño propuesto mediante un análisis técnico-económico que incluya el presupuesto de inversión, costos de operación y mantenimiento, y una comparación con tecnologías alternativas.

1.4. Marco Teórico

1.4.1. Aguas residuales industriales

Las aguas residuales industriales constituyen las corrientes derivadas de las operaciones propias de un sistema industrial, incluyendo etapas de procesamiento, transformación de materias primas y actividades de mantenimiento asociadas al funcionamiento de la planta. Su composición varía considerablemente según la naturaleza del proceso generador, pero normalmente contiene mezclas de materia orgánica, aceites, grasas, metales, tensoactivos, sólidos disueltos y compuestos de baja biodegradabilidad que, en ausencia de tratamiento, pueden afectar de manera significativa la calidad de los cuerpos receptores (Tchobanoglous et al., 2014).

1.4.2. Composición característica del efluente industrial

Las aguas residuales generadas por la industria de productos de limpieza presentan características distintivas que las diferencian de otros tipos de efluentes industriales. Su composición incluye principalmente materia orgánica disuelta, tensoactivos, aceites, grasas y residuos de aditivos químicos. Estos componentes influyen directamente en los parámetros de calidad como la Demanda Química de Oxígeno (DQO) y los Sólidos Disueltos Totales (SDT) (Naumczyk et al., 2017). La DQO es un parámetro que indica la cantidad de oxígeno requerido para oxidar la materia orgánica (biodegradable y no biodegradable) presente en un efluente. Por su parte, los SDT son la fracción de sólidos disueltos en el agua (partículas orgánicas e inorgánicas, sedimentos y microorganismos) que sirven como indicador directo de la carga de partículas disueltas. (Torrejón J. et al, 2023).

En las industrias de detergentes y cosméticos, los efluentes suelen presentar DQO muy elevadas (del orden de miles de mg O₂/L) debido a la presencia de compuestos orgánicos recalcitrantes, como surfactantes y aceites (Gkika D. et al, 2022). Este nivel implica un fuerte potencial contaminante, ya que la estabilización biológica de dicha carga puede agotar el oxígeno disuelto si el efluente se descarga sin tratamiento. Según la normativa ecuatoriana, la DQO debe reducirse por debajo de 500 mg/L en descargas al alcantarillado (Ministerio del Ambiente del Ecuador, 2017).

Los tensoactivos (surfactantes) son moléculas orgánicas anfifílicas, con una parte hidrofílica y otra hidrofóbica en su estructura (Nakama Y.,2017). Esta característica reduce la tensión superficial del agua y emulsifica las grasas y aceites. No obstante, dichas propiedades dificultan su remoción en el tratamiento de aguas residuales, ya que tienden a estabilizar emulsiones y formar espumas persistentes, lo que interfiere en los procesos físicos y biológicos. Además, contribuyen a incrementar significativamente la DQO del efluente e incluso pueden inhibir procesos biológicos de degradación (Liwarska-Bizukoje et al., 2008).

La fracción de aceites y grasas en aguas residuales incluye aceites (vegetales, animales, minerales), grasas y ceras (compuestos hidrofóbicos de baja solubilidad). Debido a su escasa solubilidad, estos lípidos son poco biodegradables y, si no se eliminan, pueden formar películas flotantes en los cuerpos de agua, afectando la vida acuática y la estética del recurso. En efluentes de la industria cosmética y de limpieza, las grasas y aceites suelen encontrarse en concentraciones elevadas (por encima de 100 mg/L) y contribuyen de forma importante a la carga DQO del vertido (Lima J. et al, 2022).

1.4.3. Plantas de tratamiento de aguas residuales industriales (PTARI)

Las plantas de tratamiento de aguas residuales pueden clasificarse en tres categorías principales: físicas, químicas y biológicas, o bien en configuraciones mixtas que combinan más de un proceso (Tchobanoglous et al., 2014). Las plantas de tratamiento fisicoquímico emplean

operaciones unitarias como la sedimentación, flotación o filtración, junto con procesos de coagulación y floculación, eliminan sólidos disueltos, aceites, grasas y una fracción significativa de materia orgánica presente en el efluente. Por su parte, las plantas biológicas utilizan microorganismos aeróbicos o anaeróbicos para degradar la materia orgánica soluble y biodegradable que no puede eliminarse completamente mediante procesos fisicoquímicos (Woodard, J. & Curran M., 2006).

En industrias que generan efluentes con elevadas concentraciones de grasas, aceites y detergentes, se recomienda el uso de plantas mixtas que integren un tratamiento fisicoquímico previo a un sistema biológico. Este esquema secuencial remueve en una primera etapa la fracción del efluente que presenta mayor complejidad de tratamiento (grasas, tensoactivos y sólidos finos) y, posteriormente, reducir la demanda química y bioquímica de oxígeno según sea necesario (Davis, 2010).

1.4.4. Tecnologías de tratamiento

La coagulación-floculación es una de las tecnologías más utilizadas en el tratamiento de aguas residuales con alta carga orgánica y presencia de compuestos tensoactivos. Este proceso consiste en la adición de coagulantes que desestabilizan las partículas coloidales, promoviendo su aglomeración en flóculos de mayor tamaño que pueden separarse posteriormente por sedimentación o filtración. Según Naumczyk et al. (2017), la coagulación puede lograr remociones de hasta un 90 % de la DQO en efluentes cosméticos altamente cargados, semejantes a los de la industria de limpieza.

La flotación por aire disuelto (DAF, por sus siglas en inglés) es una técnica de separación física que suele emplearse después de la coagulación-floculación. El mecanismo consiste en inyectar aire presurizado en el efluente, el cual al liberarse produce microburbujas que se adhieren a los flóculos, disminuyen la densidad aparente del conjunto y provocan su ascenso hasta la superficie, donde se retiran mecánicamente. El uso de esta tecnología ha

reportado eficiencias superiores al 80 % en sólidos totales y significativa reducción de aceites (Edzwald, J. K., 1995). En el contexto de industrias de productos de limpieza, el DAF facilita la eliminación de emulsiones estabilizadas por tensoactivos y de películas de grasa que obstaculizan etapas posteriores.

Los procesos de oxidación avanzada (POA), como el Fenton, foto-Fenton y luz ultravioleta (UV)/H₂O₂, se aplican para degradar compuestos orgánicos recalcitrantes en efluentes con baja biodegradabilidad. Naumczyk et al. (2017) demostraron que, en una comparación directa, los POA presentan menor rendimiento que la coagulación química cuando se aplican de manera aislada, principalmente por la presencia de compuestos que actúan como inhibidores de radicales hidroxilos (\bullet OH). No obstante, cuando los POA se aplican tras una etapa fisicoquímica, pueden aumentar la remoción global de DQO hasta en un 20 % adicional, dependiendo de la matriz. Estudios más recientes, como Ismail et al. (2025), han reportado remociones de DQO superiores al 95 % al aplicar POA de forma directa, pero únicamente bajo condiciones optimizadas y en matrices específicas de aguas cosméticas.

En la etapa final de tratamiento, los sistemas biológicos aeróbicos y anaeróbicos desempeñan un papel importante en la eliminación de materia orgánica soluble y compuestos biodegradables. Entre los más utilizados se encuentran los reactores de lodos activados, las lagunas aireadas y los biorreactores de membrana (BRM). Estos últimos generan efluentes de alta calidad aptos para reúso industrial, aunque requieren un pretratamiento fisicoquímico efectivo para evitar la acumulación de espuma y grasas (Castellanos & Quintero, 2019).

1.4.5. Coagulación - Floculación

La coagulación es un proceso químico en el que se añade un coagulante al agua residual para neutralizar las cargas eléctricas de las partículas coloidales y favorecer su agrupamiento en flóculos, que posteriormente se separan del agua. Generalmente se emplean coagulantes inorgánicos a base de aluminio o hierro, como el policloruro de aluminio (PAC) y el cloruro

férrico. Estos coagulantes desestabilizan las partículas suspendidas mediante reacciones de hidrólisis que generan especies metálicas con alta afinidad por los coloides presentes en el agua.

El potencial de hidrógeno (pH) mide la concentración de iones hidrógeno presentes en el agua y es un parámetro crítico en la coagulación, ya que regula la eficiencia con la que los coagulantes forman hidróxidos metálicos. Cuando el pH se encuentra dentro del rango óptimo del coagulante, estos hidróxidos desarrollan una estructura gelatinosa capaz de atraer y retener partículas coloidales, materia orgánica y compuestos tensoactivos, lo que favorece la formación de flóculos estables (Jiang & Graham, 1998).

Tabla 1

Parámetros operativos de coagulantes comunes.

Coagulante	pH óptimo	Dosis típica (mg/L)	Mezcla rápida (s)	Mezcla lenta (min)
Sulfato de aluminio ($Al_2(SO_4)_3$)	5.0	20-100	30-60	15-30
Sulfato férrico ($Fe_2(SO_4)_3$)	6.0 - 7.0	5-80	60-180	15-20
PAC	5.0 - 7.0	50-300	60-120	15-20

Nota. Condiciones de pH, dosis y tiempos de mezcla en procesos de coagulación. Fuentes: Castellanos & Quintero (2019); Jiang & Graham (1998); IMTA (2007).

La floculación promueve la formación de flóculos mayores mediante agitación lenta al consolidar los microflóculos mediante colisiones suaves entre partículas en suspensión (Tchobanoglous et al., 2014). Los floculantes más empleados en aguas residuales industriales con alta carga orgánica son la poliacrilamida catiónica y la aniónica. La elección depende de la carga predominante en el efluente: la versión catiónica muestra mayor afinidad por partículas con carga negativa, como los tensoactivos aniónicos comúnmente presentes en residuos industriales del sector limpieza y cosmética (Naumczyk et al., 2017), mientras que la aniónica

se aplica en matrices donde predominan especies cargadas positivamente o se utilizan coagulantes metálicos.

Tabla 2

Comparación de floculantes sintéticos.

Floculante	Aplicaciones típicas	Dosis típica (mg/L)	Condiciones de uso
Poliacrilamida catiónica	Aguas con alta DQO, tensoactivos aniónicos, sólidos cargados negativamente.	1 – 5	pH 5 – 8, mezcla lenta
Poliacrilamida aniónica	Aguas con metales o coagulantes ferricos/alumínicos excedentes.	1-10	pH 6 – 9, agitación suave

Nota. Dosis típica y condiciones de uso para poliacrilamida catiónica y aniónica. Fuentes: Naumczyk et al. (2017); IMTA (2007).

1.4.6. Prueba de jarras

La prueba de jarras es un ensayo de laboratorio utilizado para evaluar la eficiencia de los procesos de coagulación y floculación en aguas residuales. Este método permite determinar la dosis óptima de coagulante y las condiciones de mezcla mediante la simulación de la dinámica de agitación rápida y lenta que ocurre en plantas de tratamiento. Durante el ensayo, se mezclan alícuotas de la muestra con diferentes concentraciones de coagulante y se observa la formación y sedimentación de flóculos, evaluando parámetros como turbidez, color y sólidos totales (Tchobanoglous et al., 2014).

Figura 1

Proceso de sedimentación progresiva durante la coagulación-floculación.



Nota. Visualización secuencial del proceso de clarificación del agua mediante coagulación y floculación. Se observa la formación y sedimentación de flóculos desde la izquierda hacia la derecha. Tomado de Flowen. (s.f).
Coagulación y floculación: tratamiento de aguas residuales.

1.5.4. Normativa aplicable

En Ecuador, la gestión de efluentes industriales se rige por el Código Orgánico del Ambiente (Asamblea Nacional del Ecuador, 2017) y el Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente (TULSMA) (Ministerio del Ambiente del Ecuador, 2017). En este último, el Decreto Ejecutivo 3516 establece los LMP para descargas al sistema de alcantarillado público.

Estos valores se encuentran en concordancia con los lineamientos internacionales propuestos por la Organización Mundial de la Salud (OMS) y la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA), que enfatizan la necesidad de tratar los efluentes antes de su vertido o reúso. Asimismo, las metodologías analíticas para su control deben seguir las especificaciones descritas en los “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” (Baird et al., 2017).

Capítulo 2

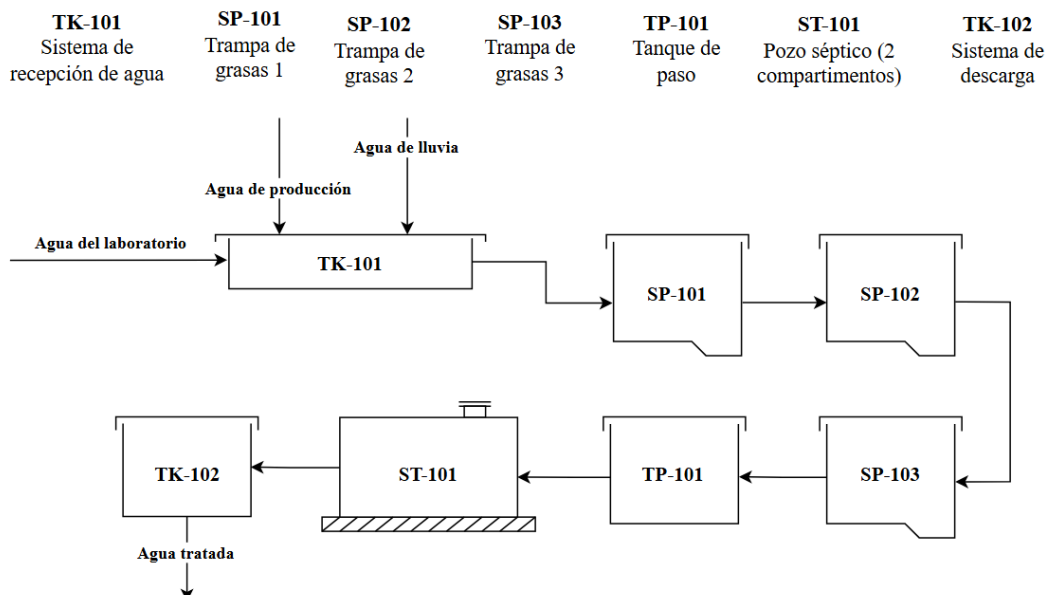
2. Metodología

2.1. Levantamiento de información del sistema de tratamiento existente

Se llevó a cabo una inspección técnica in situ con el objetivo de caracterizar la configuración hidráulica y la operatividad del sistema de tratamiento. El proceso inicia en el tanque de recepción TK-101, el cual acopia los efluentes industriales de producción y laboratorio, conjuntamente con el aporte de la escorrentía pluvial. Posteriormente, el caudal atraviesa por tres interceptores de grasa que operan como unidades de pretratamiento diferenciadas por sus capacidades de retención de lípidos y sólidos. El flujo continúa a través del tanque de paso TP-101, desde donde ingresa a la fosa séptica ST-101, en la cual se realiza la sedimentación primaria, concluyendo su recorrido en el sistema de descarga TK-102.

Figura 2

Diagrama de flujo del sistema de tratamiento de aguas residuales de la empresa cliente.



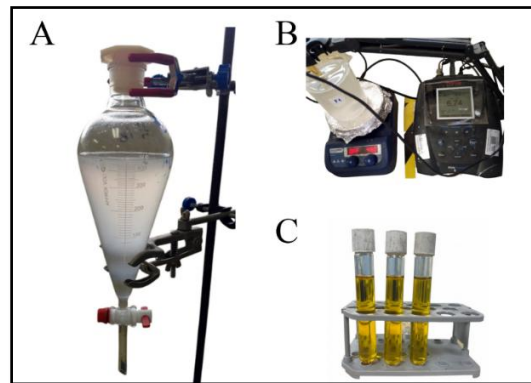
2.2. Muestreo y caracterización inicial del efluente

Con el objetivo de evaluar el desempeño operativo del sistema actual y determinar la pertinencia de su aprovechamiento parcial, se llevó a cabo la caracterización inicial del efluente en cada trampa de grasa y en el pozo séptico. Dada la variabilidad del efluente asociada al tipo y volumen de producción, se definieron dos condiciones operativas representativas: baja y alta producción, cuyos resultados fueron posteriormente promediados. En cumplimiento con los estándares de preservación de muestras, se mantuvo una temperatura controlada de 2 a 6 °C para aquellas unidades que requirieron almacenamiento previo a su análisis instrumental.

Posteriormente, se seleccionaron cuatro parámetros fisicoquímicos: pH, DQO, tensoactivos, aceites y grasas, de entre los establecidos en la Tabla 8 de la normativa vigente (TULSMA). El pH del efluente se determinó siguiendo el método potenciométrico descrito en ASTM D1293 (ASTM International, 2018), la DQO se cuantificó mediante el método 5220D de Standard Methods, mientras que los aceites y grasas se analizaron con el método 5520B, aplicando una ligera adaptación en la etapa de extracción al sustituir el hexano por isooctano (Baird et al., 2017). Finalmente, el análisis de tensoactivos fue tercerizado a un laboratorio externo con acreditación vigente bajo la norma ISO/IEC 17025, empleando para ello una metodología interna validada.

Figura 3

Equipos usados para la caracterización inicial del efluente industrial.



Nota. (a) Separación de aceites y grasas en la segunda trampa de grasa, (b) medición de pH en la primera trampa de grasa, (c) ensayo de DQO de la tercera trampa de grasa y pozo séptico con su respectivo blanco.

2.3. Selección de tecnología

La selección de la alternativa tecnológica se realizó mediante un análisis multicriterio, considerando el costo estimado como el criterio principal de decisión, en conjunto con las eficiencias de remoción reportadas para parámetros clave como DQO y aceites y grasas. Este enfoque permitió comparar distintas tecnologías bajo un criterio de costo-efectividad.

Tabla 3

Comparación de tecnologías de tratamiento de aguas residuales.

Tecnología	Remoción DQO (%)	Remoción aceites y grasas (%)	Costo estimado
Coagulación-Floculación	~ 90 %	40 % - 70 %	Medio
Coagulación-Floculación + DAF	85 % – 95 %	> 80 %	Medio-Alto
Proceso de Oxidación Avanzada (POA)	< coagulación	-	Alto
Coagulación + POA	+ 20 % adicional	-	Alto
POA optimizada	> 95 %	-	Alto
Sistemas biológicos	60 % – 85 %	30 % – 50 %	Medio

Nota. Eficiencias reportadas para matrices similares. Fuentes: Naumczyk et al. (2017); Edzwald, J. K. (1995); Castellanos & Quintero (2019).

El análisis comparativo evidenció que el proceso de coagulación–floculación constituye la tecnología idónea para el caso de estudio. Esta alternativa demostró una alta capacidad de abatimiento de carga orgánica (DQO) y una remoción significativa de material lipídico, satisfaciendo los requerimientos técnicos del efluente.

2.4. Propuesta de diseño

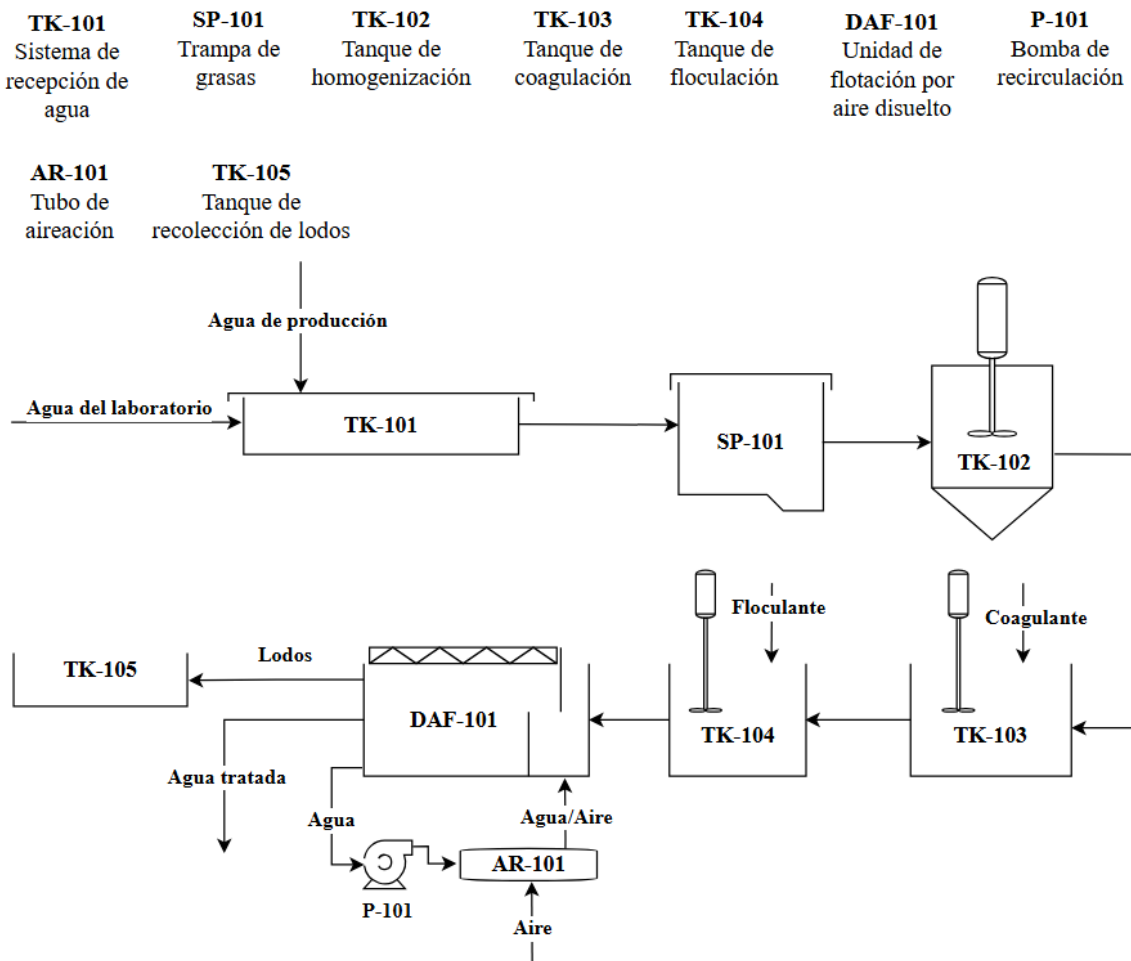
Se plantearon tres configuraciones de tratamiento fisicoquímico. La primera alternativa consistió en un diseño con unidades de coagulación y floculación integradas a un sistema de DAF modificado. La segunda alternativa contempló un esquema convencional compuesto por etapas independientes de coagulación, floculación y sedimentación. La tercera correspondió a un sistema compacto operado por lote, en el cual las principales etapas del proceso se integran en un menor número de unidades. Luego del análisis técnico, operativo y económico de cada opción, se seleccionó la alternativa más adecuada para desarrollar el diseño experimental.

2.4.1. Alternativa A (sistema continuo de coagulación, floculación y DAF adaptado)

Este diseño corresponde a un tratamiento fisicoquímico con DAF adaptado. El proceso inicia con la recepción de las corrientes de agua de producción y laboratorio en TK-101. Estas aguas pasan por la trampa de grasa SP-101 donde se reduce una parte de DQO y aceites y grasas. Luego, el efluente se homogeniza en TK-102 y continúa a las etapas de coagulación (TK-103) y floculación (TK-104). La mezcla tratada ingresa a la unidad DAF-101, donde microburbujas generadas por el sistema de recirculación facilitan la remoción de flóculos. Finalmente, los lodos generados se almacenan en TK-105.

Figura 4

Diagrama de flujo de proceso de la alternativa A.

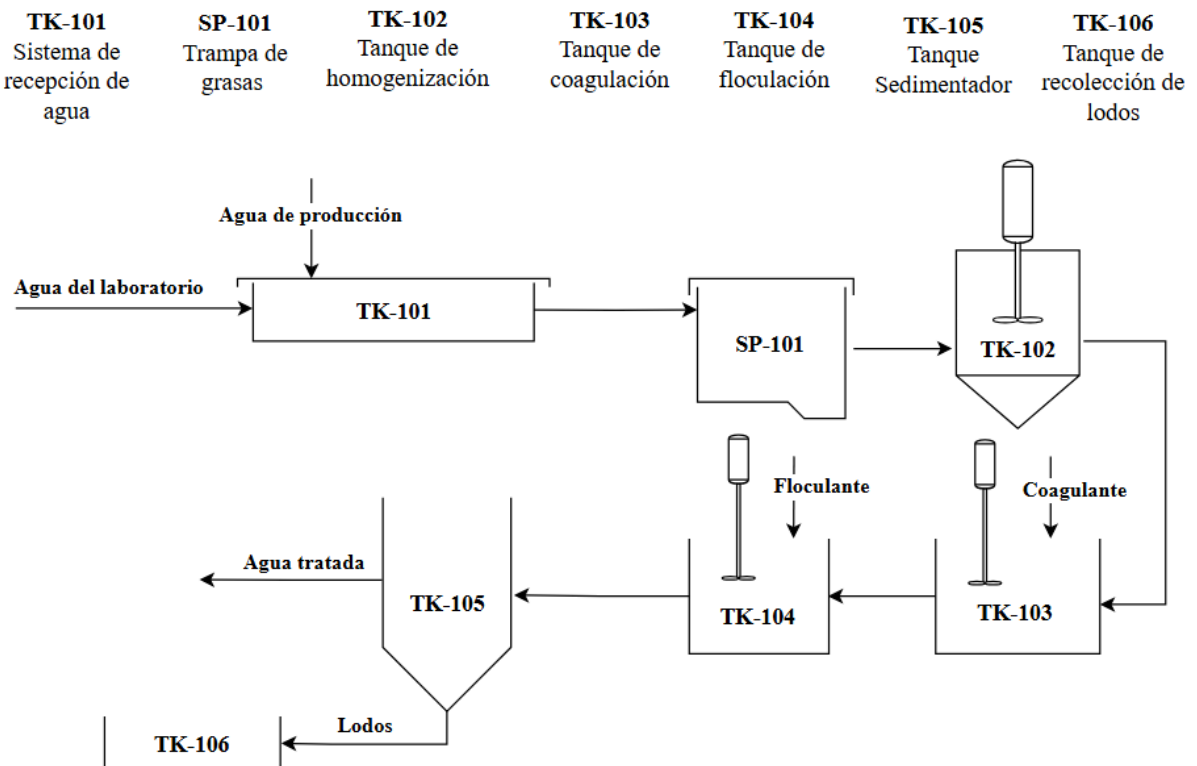


2.4.2. Alternativa B (sistema continuo de coagulación, floculación y sedimentación)

El sistema inicia en el tanque TK-101, donde se recolectan las corrientes de agua de producción y laboratorio. Luego, el efluente pasa por la trampa de grasa SP-101 y se homogeniza en el tanque TK-102. A continuación, ingresa a los tanques de coagulación (TK-103) y floculación (TK-104), donde se dosifican los reactivos y se forman los flóculos sedimentables. La mezcla floculada se dirige al sedimentador TK-105 para la separación de lodos. Finalmente, los lodos se almacenan en TK-106 hasta su disposición final.

Figura 5

Diagrama de flujo de proceso de la alternativa B.

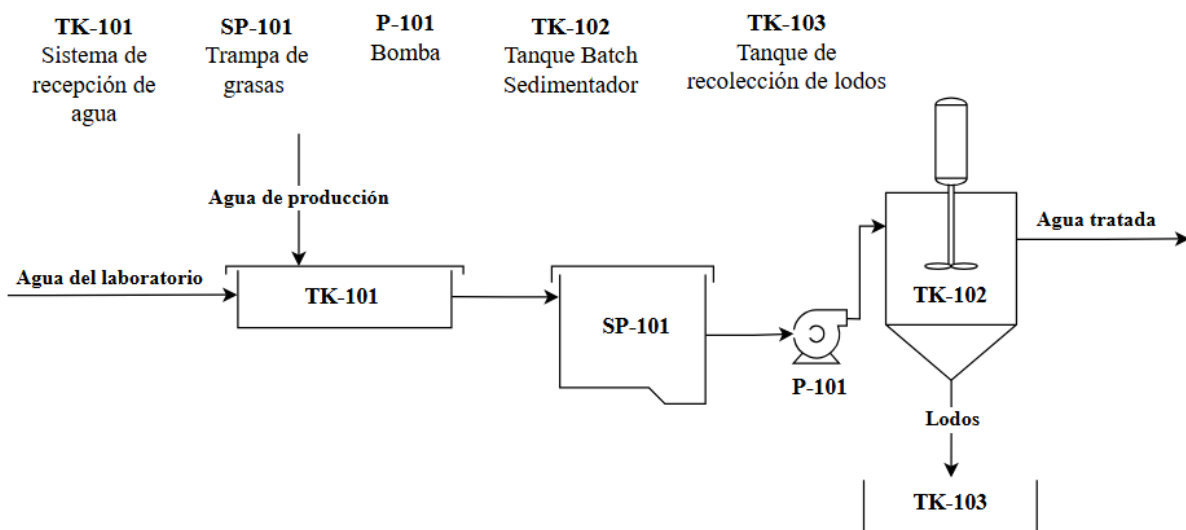


2.4.3. Alternativa C (sistema compacto por lotes de coagulación, floculación y sedimentación)

Este modelo es un sistema por lotes, y es a su vez, una versión más compacta de la alternativa B. El proceso inicia con la recepción de las aguas residuales de producción y laboratorio en TK-101, las cuales luego pasan por la trampa de grasa SP-101. Posteriormente, el efluente es impulsado por la bomba P-101 hacia el tanque elevado TK-102, donde se realiza la coagulación, floculación y extracción de lodos por la parte inferior. Finalmente, los lodos generados se recolectan en TK-103 hasta su disposición final.

Figura 6

Diagrama de flujo de proceso de la alternativa C.



Se evaluaron las tres alternativas junto con la empresa cliente y se determinó que la alternativa C era la opción más adecuada para el sistema propuesto. Esta opción presentó una ventaja frente a la alternativa B porque no requería tanques adicionales, lo que disminuía los costos de construcción, operación y mantenimiento. Asimismo, considerando que el volumen de efluente a tratar es de 5,5 m³ mensuales, el tratamiento por lotes resultó más conveniente que un sistema continuo.

2.5. Diseño experimental

2.5.1. Determinación de condiciones operacionales

La simulación de los procesos de coagulación-floculación se llevó a cabo mediante el ensayo de jarras (Jar Test), estandarizando las variables hidrodinámicas para garantizar la reproducibilidad experimental. Los gradientes de velocidad y tiempos de retención se establecieron tomando como referencia los rangos operativos recomendados en la literatura especializada para el tratamiento de efluentes industriales (Tchobanoglous et al., 2014). Las condiciones operacionales aplicadas se detallan a continuación.

Tabla 4

Condiciones operacionales de la prueba de jarras.

Condiciones	Mezclado	Coagulación	Floculación	Reposo
Velocidad (rpm)	100	50	20	0
Tiempo (min)	1	5	5	15

La selección de los agentes químicos se fundamentó en dos criterios: la idoneidad fisicoquímica frente a la naturaleza del efluente y la disponibilidad comercial de los insumos. Para la etapa de coagulación, se evaluaron tres sales inorgánicas en su estado comercial concentrado, con el fin de simular las condiciones reales de operación industrial. Respecto a los coadyuvantes de floculación, se prepararon soluciones madre de polímeros (poliacrilamidas) a una concentración de 2 g/L. Los reactivos y las concentraciones evaluadas se muestran a continuación.

Tabla 5

Coagulantes, floculantes y dosis a emplear en el ensayo de jarras.

Tipo	Reactivo	Concentraciones evaluadas (mL/L)
Coagulante	PAC	0.2, 0.3, 0.4, 0.5, 0.7, 0.8, 0.9, 1
	Sulfato férrico	0.2, 0.3, 0.4, 0.5, 0.7, 0.8, 0.9, 1
	Sulfato de aluminio	0.2, 0.3, 0.4, 0.5, 0.7, 0.8, 0.9, 1
Floculante	Poliacrilamida aniónica	0, 1, 2, 3, 4
	Poliacrilamida catiónica	0, 1, 2, 3, 4

Nota. Las concentraciones evaluadas son mL de reactivo por L de muestra.

2.5.2. Caracterización previa al ensayo de jarras

Se tomó una muestra representativa de la trampa de grasa SP-102 del sistema de tratamiento actual. Esta agua se homogenizó y caracterizó: pH, turbidez, DQO, tensoactivos, aceites y grasas y SDT. La turbidez se midió usando el turbidímetro HACH 2100Q ($\pm 2\%$ de la lectura más 0.02 de luz difusa de precisión), el pH se midió con un pH-metro digital de bolsillo (± 0.01 de precisión) y finalmente, los STD se midieron con un medidor analógico de STD Myron L Company Portable (± 0.2 de precisión).

Figura 7

Equipos usados para la caracterización previa al ensayo de jarras.



Nota. (a) Equipo usado para medir la turbidez, (b) equipo usado para medir el pH, (c) equipo usado para medir los STD.

2.5.3. Ensayo de jarras

2.5.3.1. Coagulación

Se llevó a cabo una evaluación comparativa de tres agentes coagulantes para determinar su eficacia en la remoción de carga orgánica y tensoactivos. Como se muestra en la Figura 8 los ensayos se realizaron por duplicado, manteniendo constantes las condiciones operativas y aplicando una dosis fija de 0.5 mL/L para cada reactivo. La variable de respuesta seleccionada fue la turbidez residual, a partir de la cual se calculó el porcentaje de remoción. Con el fin de garantizar la comparabilidad de los resultados y aislar el efecto del tipo de coagulante, el pH de todas las muestras fue estandarizado inmediatamente después de la adición del reactivo químico, eliminando así desviaciones atribuidas a diferencias en la acidez de los productos.

Figura 8

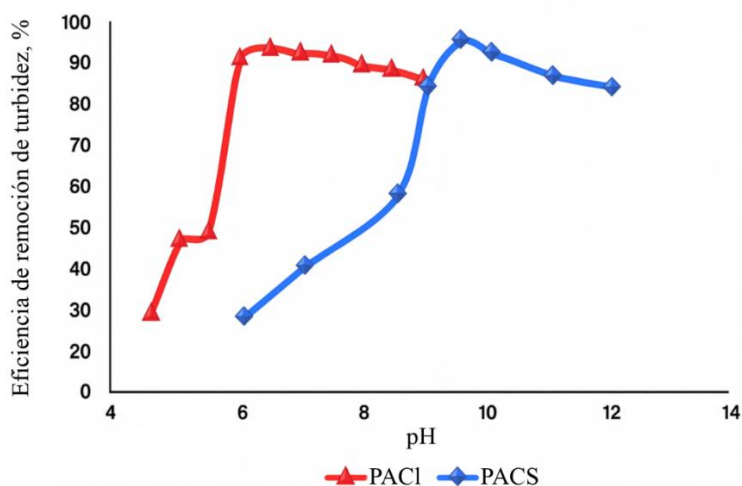
Prueba de jarras con agua residual de la trampa 2 (antes del coagulante).

**2.5.3.2. Ajuste de pH del efluente**

Dada la naturaleza ácida de los coagulantes metálicos (según especificaciones técnicas), su hidrólisis en el medio acuoso tiende a consumir la alcalinidad y reducir el pH del sistema, pudiendo comprometer el cumplimiento normativo o la eficiencia del proceso. Por consiguiente, se estudió la influencia de la secuencia de neutralización, analizando el efecto de ajustar el pH a 7.0 en dos escenarios: antes y después de la dosificación del coagulante. Para dicho control se empleó cal y ácido clorhídrico (HCl) concentrado, siguiendo el esquema experimental detallado en la Figura 9.

Figura 9

Efecto de pH en la coagulación de polisulfato de aluminio y policloruro de aluminio.



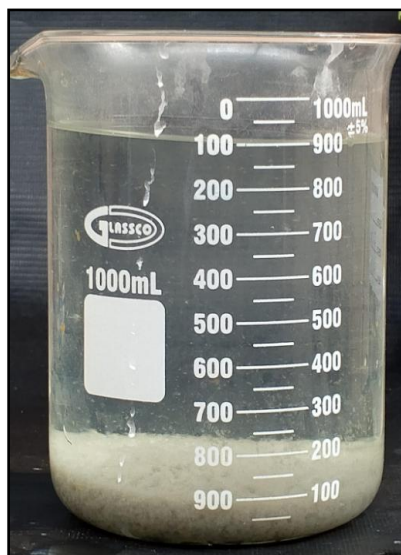
Nota. Efecto del pH en el desempeño de la coagulación del PAC-sulfato y del PAC, a una dosis de 1.22 y 0.1 mmol/L como Al respectivamente, y una turbidez inicial de 7 NTU (Lotfi et al, 2014).

2.5.3.3. Floculación

Una vez determinado el coagulante óptimo (PAC), se procedió a evaluar la eficiencia de dos coadyuvantes de floculación para favorecer la formación y sedimentación de los flóculos, tal como se aprecia en la Figura 5. Se prepararon soluciones madre de poliacrilamida aniónica y catiónica a una concentración del 0.2% p/v (2000 ppm), mediante la disolución de 1.0 g de polímero sólido en 500 mL de agua destilada bajo agitación constante hasta lograr una homogeneización completa.

Figura 5

Formación y sedimentación de flóculos grises (muestra de la segunda trampa de grasa).



Nota. Concentración 0.3 ml/L de PAC y 3 ml/L de Poliácridamida catiónica con ajuste de pH pre-coagulación.

2.5.3.4. Remoción de lodos

Los lodos generados se recolectaron de forma cuidadosa para evitar su re-suspensión. Para ello, el agua clarificada se trasvasó lentamente a un segundo vaso de precipitación, manteniendo el mínimo disturbio en el fondo. Una vez separada el agua tratada, los lodos sedimentados se transfirieron y almacenaron en un envase limpio y etiquetado, garantizando su conservación para su disposición adecuada.

2.5.4. Caracterización final del agua tratada

Tras identificar la combinación coagulante–floculante que obtuvo la mayor reducción de turbidez en la prueba de jarras, se procedió a caracterizar el agua tratada resultante. Esta caracterización final incluyó los mismos parámetros evaluados en el apartado 2.2. De esta manera, fue posible comparar de forma directa el desempeño del tratamiento y cuantificar la mejora alcanzada respecto a las condiciones iniciales del efluente.

2.6. Tratamiento de los datos

Para el análisis estadístico de los resultados se empleó el análisis de varianza (ANOVA), con el objetivo de determinar la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos evaluados, considerando como variable de respuesta la turbidez final del agua tratada. El procesamiento de los datos se realizó mediante la herramienta de análisis de datos del programa Microsoft Excel, utilizando su extensión de ANOVA. A través de este método se evaluó el efecto del orden de ajuste del pH del agua residual, comparando su aplicación previa y posterior a la dosificación del coagulante, con el fin de sustentar de manera objetiva la selección de las condiciones óptimas de operación (Padilla et al., 2020).

El análisis se realizó considerando un nivel de significancia del 95% ($\alpha = 0.05$). Se planteó como hipótesis nula (H_0) que no existen diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos evaluados, y como hipótesis alternativa (H_1) que al menos uno de los tratamientos presenta una diferencia significativa en la variable de respuesta.

2.7. Verificación con la normativa

Para verificar el cumplimiento regulatorio del efluente tratado, los valores obtenidos en la caracterización final fueron comparados con los LMP establecidos en la Tabla 8 del Anexo 1, Libro VI del TULSMA, correspondiente al Decreto Ejecutivo 3516 (Ministerio del Ambiente del Ecuador, 2017). Esta comparación determinó el grado de conformidad del efluente con los estándares nacionales y, cuando fue necesario, identificar ajustes operativos o etapas adicionales de tratamiento que podrían implementarse para garantizar el cumplimiento integral de la normativa.

Tabla 6*Criterios de cumplimiento normativo del efluente.*

Parámetro	LMP
DQO	500 mg/L
Aceites y Grasas	70 mg/L
Tensoactivos	2 mg/L
pH	6 - 9

2.8. Dimensionamiento de equipos

2.8.1. Tanque de tratamiento (TK-102)

El diseño se basó en un volumen estimado de 1.5 m³ de agua residual generada semanalmente por la industria, con una frecuencia de operación de dos tratamientos por semana. El tanque propuesto presenta forma cilíndrica con fondo cónico, lo que facilitará la recolección de lodos sedimentados en el fondo durante el proceso de decantación.

$$V_{total} = V_{cilindro} + V_{cono} = \pi r^2 h_{cil} + \frac{1}{3} \pi r^2 h_{cono}$$

Donde:

r : radio del tanque (m)

h_{cil} : altura del cilindro (m)

h_{cono} : altura del cono (m)

2.8.2. Selección del agitador mecánico

Para lograr una mezcla eficiente durante la fase de coagulación y floculación, se contempló la instalación de un sistema de agitación mecánica tipo hélice (propeller). Este tipo de impulsor puede operar a altas revoluciones durante la mezcla rápida y reducir su velocidad de giro hasta 20 rpm durante la floculación, adaptándose a los diferentes requerimientos de gradiente de velocidad sin necesidad de cambiar el equipo (Tchobanoglous et al., 2014).

2.8.3 Dimensionamiento del Tanque de lodos (TK-103)

Para la gestión de los lodos generados en los procesos de coagulación y floculación, se estableció un esquema de almacenamiento temporal de un mes, con el objetivo de evitar la acumulación prolongada de lodos, reducir riesgos asociados a su degradación y facilitar su manejo operativo. La capacidad de almacenamiento se determinó en función del volumen mensual de agua residual tratada y de la generación de lodos asociada al diseño experimental.

2.8.4 Potencia mínima requerida de bombeo (P-101)

Las pérdidas de carga mayores en la tubería se determinaron mediante la ecuación de Darcy–Weisbach:

$$h_f = f \frac{L}{D} \frac{v^2}{2g}$$

Donde:

h_f : pérdida de carga por fricción.

f : factor de fricción.

L : longitud de la tubería.

D : diámetro interno.

v : velocidad media del fluido.

g : aceleración de la gravedad (9.81 m/s²).

El factor de fricción se estimó en función del régimen de flujo, determinado a partir del número de Reynolds:

$$Re = \frac{\rho v D}{\mu}$$

Las pérdidas de carga menores asociadas a accesorios y elementos singulares del sistema se calcularon mediante la expresión:

$$h_m = \sum K \frac{v^2}{2g}$$

Donde:

h_m : pérdida de carga menor total

K : coeficientes de pérdida de cada accesorio instalado.

La carga dinámica total del sistema se obtuvo a partir de la sumatoria de las pérdidas de carga mayores, las pérdidas de carga menores y la carga estática debida a la diferencia de elevación:

$$H_T = h_f + h_m + \Delta z$$

Finalmente, la carga total requerida se contrastó con la altura manométrica y la potencia nominal de la bomba P-101, empleando la relación general de potencia hidráulica:

$$P = \frac{\rho g Q H_T}{\eta}; Q = A \times \vec{v}$$

Donde:

P : potencia requerida.

Q : caudal de operación.

η : eficiencia de la bomba.

A : Área transversal.

\vec{v} : Velocidad del flujo.

La potencia mínima requerida para el sistema de bombeo representa la potencia hidráulica necesaria para vencer la carga total del sistema bajo condiciones ideales de operación. No obstante, para el dimensionamiento del equipo se incorporó un factor de sobredimensionamiento (1.3 - 2.0), con el objetivo de cubrir pérdidas adicionales, variaciones operativas y garantizar la confiabilidad del sistema (Perry R. et al, 2008).

El consumo energético por bombeo se estima con un tiempo (t) de uso de 30 minutos por lote y de la tarifa típica en Ecuador 0.13 USD/kWh:

$$E = P \times t; \text{Costo } (\$) = T \times E$$

2.9. Análisis económico

El análisis económico se realizó utilizando la herramienta Microsoft Excel y se orientó a estimar la inversión inicial (CAPEX) y los costos operativos mensuales (OPEX) asociados al sistema por lotes propuesto. El CAPEX consideró la adquisición de los tanques TK-102 y TK-103, los equipos de dosificación química, el sistema de agitación y los componentes de bombeo necesarios para el proceso. Por otra parte, el OPEX se estimó a partir del consumo experimental de coagulante y floculante, los reactivos de los ensayos fisicoquímicos (DQO, tensioactivos y aceites y grasas), el mantenimiento básico del sistema, la tarifa de energía eléctrica y los equipos de protección personal (guantes, mascarilla y gafas de seguridad). Debido al bajo caudal y a la operación intermitente del sistema, se consideró un único operador con dedicación parcial, reduciendo el impacto de la mano de obra en el costo operativo.

2.10. Manual de operación y monitoreo

Se elaboró un manual de operación y monitoreo con el propósito de establecer los lineamientos necesarios para el funcionamiento adecuado del sistema propuesto. El documento se desarrolló tomando como referencia las condiciones experimentales y las particularidades del efluente generado por la planta. Asimismo, se incorporaron rutinas de seguimiento operacional y controles de calidad orientados a asegurar un desempeño estable del sistema.

Capítulo 3

3. Resultados y análisis

3.1. Diagnóstico inicial del efluente

La Tabla 7 resume los resultados obtenidos, evidenciando que los parámetros analizados presentan un comportamiento heterogéneo a lo largo del sistema. En la trampa SP-101 se registran las concentraciones más elevadas de aceites y grasas, tensoactivos y DQO, las cuales disminuyen en la trampa SP-102, lo que indica un efecto inicial de retención. Sin embargo, en la trampa SP-103 se observa un incremento de la DQO y los tensoactivos respecto a la etapa previa, lo que sugiere la liberación o arrastre de materia orgánica previamente acumulada posiblemente por la baja frecuencia de limpieza del sistema (anual). Finalmente, en el pozo séptico ST-101 se evidencia una reducción significativa de la DQO y los tensoactivos, aunque persiste un aumento en la concentración de aceites y grasas.

Tabla 7

Resultados promediados de la caracterización inicial del efluente

Parámetro	SP - 101	SP - 102	SP - 103	ST - 101
pH	6.98	5.97	6.01	7.62
Aceites y grasas (mg/L)	257.02	92.61	80.75	141.33
Tensoactivos (mg/L)	65.00	35.75	43.00	0.04
DQO (mg/L)	2582	2168	2266	210

Según la Tabla 8, la trampa de grasa SP-101 demostró ser la más eficiente para el objetivo principal del sistema, alcanzando una remoción del 64% en aceites y grasas y 45% en tensoactivos. A diferencia de las etapas subsiguientes, que mostraron un comportamiento fluctuante con aportes de contaminantes (valores negativos), la SP-101 reduce la carga

contaminante de manera estable. Esto justifica su incorporación como tratamiento primario en los diseños propuestos en el apartado 2.4, optimizando la relación costo-beneficio.

Tabla 8

Porcentaje de remoción de contaminantes en el sistema de trampas de grasa

Parámetro	% Remoción SP-101	% Remoción SP-102	% Remoción SP-103
Aceites y grasas	63.97%	12.80%	-75.03%
Tensoactivos	45.00%	-20.28%	99.91%
DQO	16.02%	-4.51%	97.71%

3.2. Resultados del diseño experimental

3.2.1. Selección de coagulante

Los resultados obtenidos indican que el PAC presenta una mayor afinidad con el efluente industrial en comparación con el sulfato de aluminio y el sulfato férrico. Este comportamiento concuerda con lo reportado en la literatura donde se señala que los coagulantes prehidrolizados a base de aluminio muestran un mejor desempeño en la remoción de turbidez y materia coloidal en efluentes complejos. Asimismo, la elevada reactividad del PAC permite alcanzar eficiencias comparables o superiores utilizando únicamente entre el 30 % y el 60 % de la dosis requerida por los coagulantes tradicionales.

Los resultados de la evaluación de los tres coagulantes, presentados en la Tabla 9, indican que el PAC alcanzó una remoción de turbidez del 85.45%, reduciendo el valor inicial de 156 NTU a 22.7 NTU. Este desempeño es consistente con lo observado experimentalmente, donde la aplicación de PAC resultó en una clarificación significativa del efluente, tal como se evidencia en la Figura 6a.

En contraste, el uso de sulfato de aluminio y sulfato férrico provocó un incremento en la turbidez final, obteniéndose valores de remoción negativos. Esto sugiere que, bajo las condiciones evaluadas, dichos coagulantes no lograron desestabilizar adecuadamente las

partículas coloidales, resultando en una resuspensión o formación insuficiente de flóculos, como se aprecia visualmente en la Figura 6b y Figura 6c.

La superioridad del PAC concuerda con reportes previos en la literatura, que destacan la efectividad de los coagulantes prehidrolizados de aluminio para la remoción de materia coloidal y turbidez en efluentes industriales complejos (Zand et al., 2015).

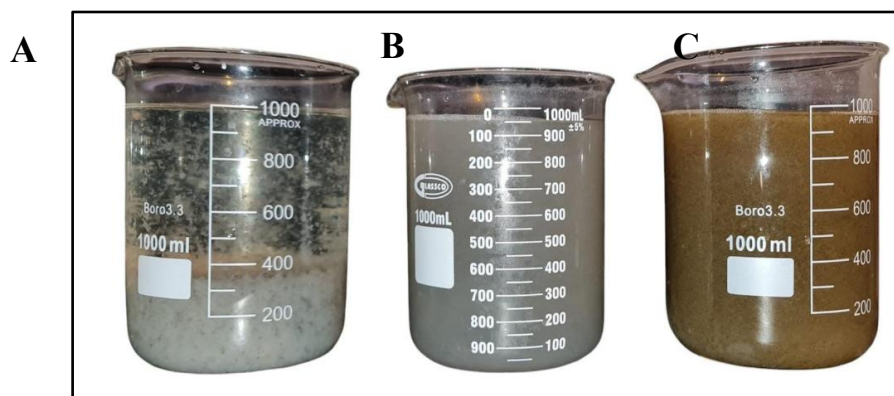
Tabla 9

Resultados promediados de la selección de coagulante

Coagulante	Turbidez inicial	Turbidez final	%Remoción
PAC	156	22.7	85.45%
Sulfato de aluminio	156	380	-143.59%
Sulfato férrico	156	183	-17.31%

Figura 6

Selección de coagulante



Nota. (a) PAC, (b) sulfato de aluminio y (c) sulfato férrico.

3.2.2. Selección de floculante

Tras la adición del coagulante (PAC), se registró un pH promedio de 6.63. Dado que este valor se encuentra próximo al rango óptimo establecido para la etapa de coagulación (pH

≈ 7.0) y considerando que los polímeros de alto peso molecular utilizados no alteran significativamente la alcalinidad del sistema (según especificaciones técnicas), se prescindió de ajustes de pH en esta fase, limitando el control de este parámetro a la etapa previa de coagulación.

Los resultados obtenidos, detallados en la Tabla 10, evidencian que el tratamiento asistido por poliacrilamida catiónica alcanzó una eficiencia superior, logrando reducir la turbidez inicial de 399 NTU a 201 NTU, lo que corresponde a un porcentaje de remoción del 49.62%. Por el contrario, la poliacrilamida aniónica presentó un rendimiento inferior, con una remoción del 40.85% (turbidez residual de 236 NTU).

La mayor eficacia de la poliacrilamida catiónica se atribuye a su naturaleza electrostática favorable. Además de actuar mediante el mecanismo de formación de puentes, sus grupos funcionales de carga positiva presentan una alta afinidad con las partículas coloidales y la materia orgánica del efluente, las cuales poseen una carga superficial predominantemente negativa (como se describe en el apartado 1.4.5). Esta interacción electrostática potencia la desestabilización y favorece la formación de flóculos más densos y sedimentables en comparación con el polímero aniónico.

Tabla 10

Resultados promediados de la selección de floculante

Coagulante	Floculante	Turbidez inicial prom. (NTU)	Turbidez final prom. (NTU)	%Remoción
PAC	Poliacrilamida catiónica	399	201	49.62%
	Poliacrilamida aniónica	399	236	40.85%

3.2.3. Dosis óptima

Una vez seleccionado el coagulante y el floculante con mejores resultados, se evaluaron dos estrategias de ajuste de pH: pre-coagulación y post-coagulación. Previo a la adición de cualquier reactivo, se realizó la caracterización inicial de cada muestra. A partir de estos resultados, se estableció la dosis óptima para cada condición evaluada, se cuantificó la generación de lodos y se caracterizó el efluente tratado, con el objetivo de determinar la eficiencia de remoción de cada parámetro analizado.

3.2.3.1. Prueba 1 (Ajuste de pH pre-coagulación)

El ensayo se realizó por duplicado bajo las mismas condiciones descritas en el apartado 2.2. La turbidez promedio del agua cruda fue de 148 NTU y el pH de 5,5, el cual se ajustó a 7 mediante la adición de cal antes de la dosificación del coagulante (PAC).

Para las concentraciones de PAC de 0,2 y 0,5 mL/L, el desempeño del proceso presentó limitaciones. En el caso de 0,2 mL/L, la dosificación fue insuficiente para neutralizar la carga de los coloides, generando incrementos de turbidez y porcentajes de remoción negativos en todas las concentraciones de poliacrilamida catiónica evaluadas. Por el contrario, con 0,5 mL/L y bajas concentraciones de poliacrilamida catiónica (1–2 mL/L), se observó un exceso de coagulante que indujo la inversión de la carga superficial de los coloides, provocando su reestabilización en suspensión. La cantidad de floculante fue insuficiente para favorecer la formación de flóculos densos y sedimentables, lo que resultó en un aumento de la turbidez hasta 290 y 249 NTU, con porcentajes de remoción de –95,95 % y –68,24 %. Estos resultados muestran que tanto la subdosificación como la sobredosificación afectan negativamente la eficiencia del proceso y pueden incrementar la turbidez residual (B. Gobena, 2018).

El mejor desempeño del proceso se registró para la dosis de PAC de 0,3 mL/L al combinarla con 3 mL/L de poliacrilamida catiónica, alcanzándose turbideces finales de 4,67 y 3,82 NTU, correspondientes a porcentajes de remoción de 96,84 % y 97,42 %, respectivamente.

Esto indica que se logró un equilibrio adecuado entre la neutralización de cargas del PAC y la capacidad de la poliacrilamida catiónica para favorecer la formación de flóculos estables.

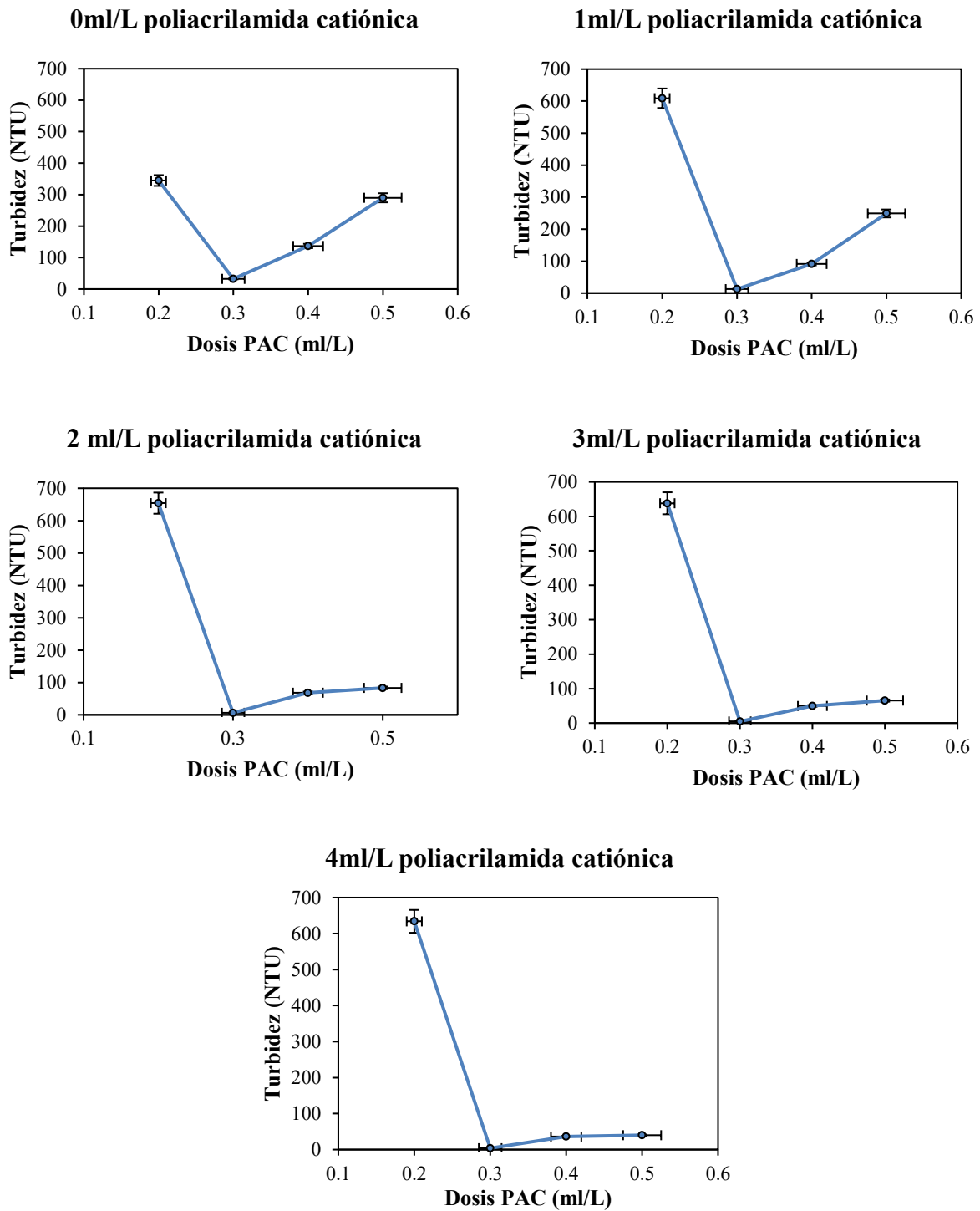
Aunque se obtuvieron altos porcentajes de remoción, la práctica de ajustar el pH antes de la adición del coagulante implica consideraciones operativas importantes. Debido a que la relación entre la dosis de corrector de pH y la variación real del pH no es lineal, pequeñas fluctuaciones en la dosificación pueden generar cambios significativos, aumentar el consumo de reactivos y comprometer la reproducibilidad del proceso a escala industrial.

Tabla 11*Resultados de los ensayos coagulación-floculación con ajuste de pH pre-coagulación*

Concentración PAC (ml/L)	Concentración de poliacrilamida catiónica (ml/L)									
	0		1		2		3		4	
	Turbidez	%Remoción	Turbidez	%Remoción	Turbidez	%Remoción	Turbidez	%Remoción	Turbidez	%Remoción
0.2	345 ± 2	-133.11%	609 ± 3	-311.49%	654 ± 4	-341.89%	638 ±	-331.08%	634 ± 4	-328.38%
0.3	32.4 ± 0.2	78.11%	12.4 ± 0.1	91.62%	6.31 ± 0.02	95.74%	4.67 ± 0.01	96.84%	3.82 ± 0.01	97.42%
0.4	137 ± 1	7.43%	91.2 ± 0.5	38.38%	68.4 ± 0.1	53.78%	49.7 ± 0.1	66.42%	36.2 ± 0.1	75.54%
0.5	290 ± 1	-95.95%	249 ± 2	-68.24%	83.3 ± 0.4	43.72%	65.4 ± 0.2	55.81%	40.0 ± 0.1	72.97%

Figura 7

Relación turbidez con dosis de coagulante-floculante de prueba 1



3.2.3.2. Prueba 2 (Ajuste de pH post-coagulación)

El ensayo 2 se realizó por duplicado con lotes distintos al de la primera prueba, bajo las mismas condiciones descritas en el apartado 2.2. La turbidez promedio del agua cruda fue de 156 NTU, con un pH inicial de 5,46. En este caso, el ajuste de pH se realizó durante la etapa de coagulación. La dosificación del coagulante se llevó a cabo al inicio de la mezcla rápida y, posteriormente, durante esta misma etapa, se efectuó el ajuste de pH mediante la adición de cal, llevando el sistema a un valor de pH de 7. Este procedimiento tuvo como objetivo incorporar el agente alcalinizante dentro de la misma fase de alta energía, buscando asegurar su dispersión simultánea durante la formación incipiente de los flóculos y evitar una etapa adicional de agitación.

Sin embargo, para el rango de dosis de PAC entre 0.2 y 0.5 mL/L, el sistema mostró un desempeño deficiente, caracterizado por un incremento sustancial de la turbidez residual en todas las combinaciones con poliacrilamida catiónica. En este intervalo, se registraron valores de hasta 920 NTU, lo que representa un aumento de la carga coloidal superior al 400% respecto a la condición inicial. Este comportamiento sugiere que la cantidad de coagulante fue insuficiente para promover una desestabilización coloidal efectiva durante la etapa de coagulación, aun cuando el ajuste de pH se realizó dentro de la mezcla rápida (B. Gobena, 2018).

En contraste, a partir de una concentración de PAC de 0,7 mL/L, se observó una mejora sustancial en la eficiencia del proceso, particularmente al combinarse con concentraciones de poliacrilamida catiónica entre 1 y 4 mL/L. Bajo estas condiciones, se alcanzaron turbideces finales inferiores a 5 NTU y porcentajes de remoción superiores al 97 %. La combinación de 0,7 mL/L de PAC y 1 mL/L de poliacrilamida catiónica se estableció como la condición óptima del ensayo, al lograr una remoción elevada (97,37 %) con el menor consumo de coagulante–floculante respecto a las demás combinaciones evaluadas.

Si bien esta estrategia demandó una mayor dosis de coagulante comparada con otros ensayos, demostró ser operativamente más robusta, permitiendo el control efectivo del pH sin sacrificar la eficiencia global del proceso de clarificación.

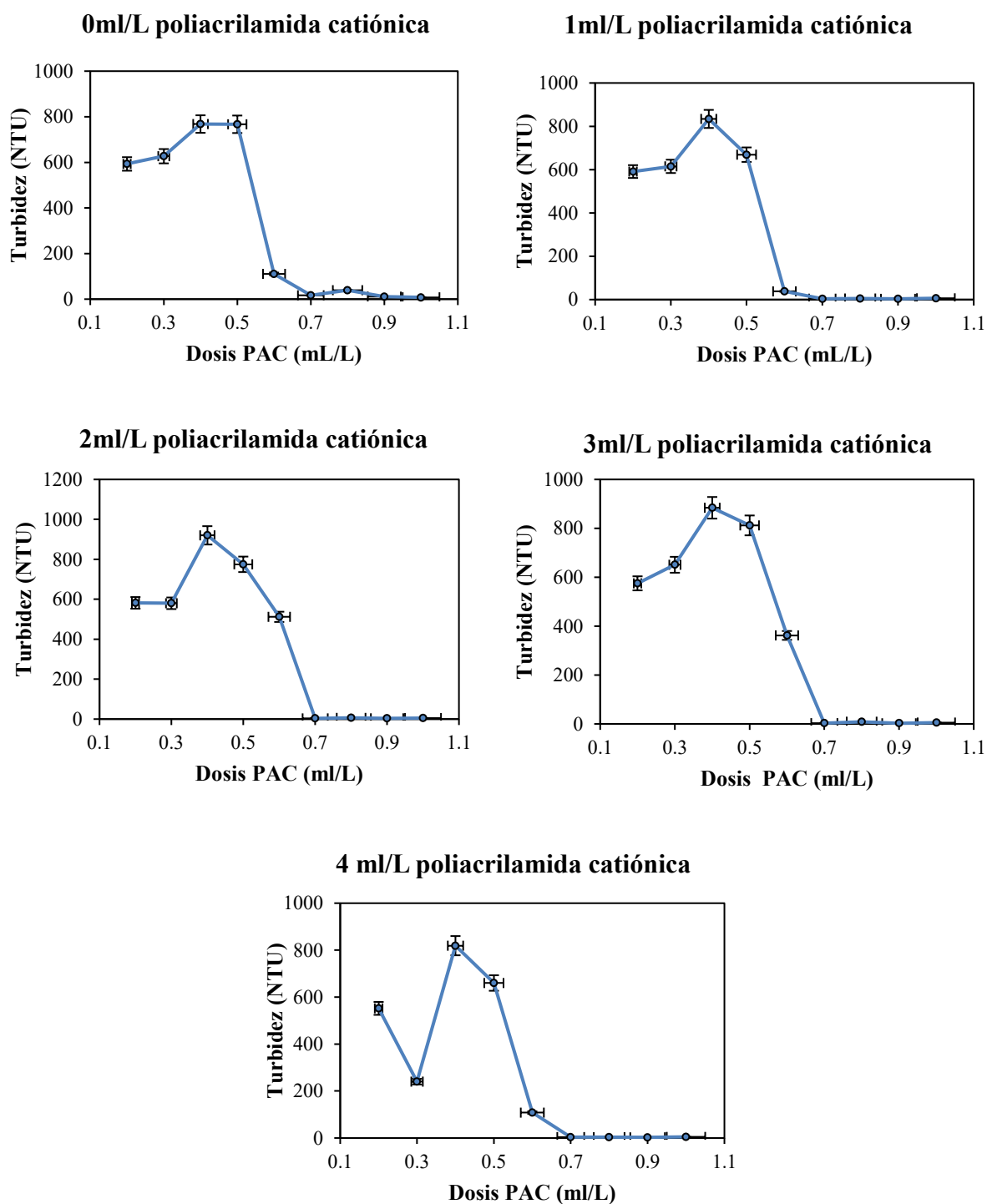
Tabla 12

Resultados de los ensayos coagulación--floculación con ajuste de pH post-coagulación.

Concentración PAC (ml/L)	Concentración de poliacrilamida catiónica (ml/L)									
	0		1		2		3		4	
	Turbidez	%Remoción	Turbidez	%Remoción	Turbidez	%Remoción	Turbidez	%Remoción	Turbidez	%Remoción
0.2	593 ± 2	-280.13%	591 ± 3	-278.85%	582 ± 4	-273.08%	575 ± 4	-268.59%	552 ± 3	-253.85%
0.3	627 ± 4	-301.92%	615 ± 4	-294.23%	580 ± 3	-271.79%	651 ± 4	-317.31%	240 ± 1	-53.85%
0.4	768 ± 7	-392.31%	834 ± 16	-434.62%	920 ± 11	-489.74%	884 ± 6	-466.67%	819 ± 6.	-425.00%
0.5	767 ± 9	-391.67%	669 ± 2	-328.85%	775 ± 4	-396.79%	812 ± 5	-420.51%	660 ± 5	-323.08%
0.6	111.0 ± 0.7	28.85%	37.8 ± 0.2	75.77%	512 ± 4	-228.21%	362 ± 2	-132.05%	108 ± 1	30.77%
0.7	16.9 ± 0.1	89.17%	4.11 ± 0.01	97.37%	3.55 ± 0.01	97.72%	3.22 ± 0.01	97.94%	3.88 ± 0.01	97.51%
0.8	39.4 ± 0.1	74.74%	4.93 ± 0.01	96.84%	5.94 ± 0.01	96.19%	9.04 ± 0.01	94.21%	3.34 ± 0.01	97.86%
0.9	11.06 ± 0.02	92.91%	3.31 ± 0.01	97.88%	3.83 ± 0.01	97.54%	2.64 ± 0.01	98.31%	2.83 ± 0.01	98.19%
1	8.07 ± 0.007	94.83%	5.77 ± 0.01	96.30%	5.37 ± 0.01	96.56%	5.55 ± 0.01	96.44%	4.51 ± 0.01	97.11%

Figura 8

Relación turbidez con dosis de coagulante-floculante de prueba 2.



3.2.4. Caracterización final del agua tratada

La caracterización final del agua tratada se realizó únicamente sobre las muestras correspondientes a las condiciones óptimas determinadas en los ensayos 1 (0.3 ml/L PAC + 3

ml/L poliacrilamida catiónica) y 2 (0.7ml PAC + 1 ml/L poliacrilamida catiónica). Para cada condición óptima, los análisis fisicoquímicos se efectuaron por duplicado, con el objetivo de evaluar la eficiencia global del tratamiento y la calidad final del efluente tratado.

En la prueba 1 (ajuste de pH pre-coagulación), la caracterización final evidenció una eficiencia de remoción del 96.84 % en turbidez, acompañada de remociones del 84.99 % en aceites y grasas, 92.86 % en tensoactivos y 81.28 % en DQO. El pH del efluente tratado se incrementó de 5.5 a 6.0, reflejando el efecto del ajuste previo sobre el comportamiento del sistema durante la coagulación–floculación.

Por su parte, en la prueba 2 (ajuste de pH post-coagulación), la condición óptima seleccionada presentó eficiencias de remoción del 97.37 % en turbidez, 88.34 % en aceites y grasas, 96.00 % en tensoactivos y 86.69 % en DQO, evidenciando un desempeño superior en la eliminación de materia orgánica y compuestos tensoactivos respecto a la prueba 1. En este caso, el pH final aumentó de 5.46 a 7.12, lo que indica un control más efectivo de este parámetro al incorporar el ajuste durante la etapa de coagulación.

Tabla 13

Caracterización final del agua tratada prueba 1

Parámetro	Muestra inicial	Muestra final	%Remoción
pH	5.5 ± 0.1	6.00 ± 0.01	-
Turbidez (NTU)	148 ± 4	4.67 ± 0.02	96.84%
Aceites y grasas (mg/L)	148.6± 2	22.3 ± 0.2	84.99%
Tensoactivos (mg/L)	29.4 ± 0.3	1.57 ± 0.08	94.66%
DQO (mg/L)	2128.7± 48	399 ± 3	81.28%

Tabla 14*Caracterización final del agua tratada prueba 2*

Parámetro	Muestra inicial	Muestra final	%Remoción
pH	5.46 ± 0.01	7.12 ± 0.01	-
Turbidez (NTU)	156 ± 4	4.11 ± 0.04	97.37%
Aceites y grasas (mg/L)	92.6 ± 0.8	10.8 ± 0.1	88.34%
Tensoactivos (mg/L)	7.5 ± 0.2	0.30 ± 0.02	96%
DQO (mg/L)	2662.55 ± 51	354.43 ± 3	86.69%

3.3. Cumplimiento normativo

Al comparar las concentraciones finales de los parámetros analizados con los LMP establecidos en el Anexo 1, Libro VI del TULSMA (Ministerio del Ambiente, 2018) para descargas al sistema de alcantarillado público, se verifica que el efluente tratado cumple con todos los valores normativos exigidos, lo cual confirma la efectividad del proceso de coagulación–floculación aplicado y respalda su viabilidad como alternativa de tratamiento para aguas residuales generadas por la industria de productos de limpieza.

Tabla 15*Verificación de cumplimiento normativo*

Parámetro	Prueba 1	Prueba 2	LMP
pH	6.00 ± 0.01	7.12 ± 0.01	6 - 9
Aceites y grasas (mg/L)	22.3 ± 0.2	10.8 ± 0.1	70
Tensoactivos (mg/L)	1.57 ± 0.08	0.3.0 ± 0.02	2
DQO (mg/L)	398.6 ± 3	354.43 ± 3	500

3.4. Resultados del Análisis de Varianza (ANOVA)

La interpretación de los resultados se realizó a partir del estadístico F calculado (F), el valor F crítico ($F_{\text{crít}}$) y el p-valor obtenidos del análisis. En este contexto, el rechazo de la hipótesis nula se establece cuando el valor de F es superior al $F_{\text{crít}}$ y el p-valor es inferior al nivel de significancia establecido, lo que indica la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos evaluados.

3.4.1. Prueba 1 (Ajuste de pH pre-coagulación)

En el tratamiento con ajuste de pH antes de agregar el coagulante, el factor “dosis de coagulante” presentó un efecto estadísticamente significativo ($F=32.80 > F_{\text{crít}} =3.49$; $p=4.60 \times 10^{-6}$), por lo que se rechaza la hipótesis nula, evidenciando que la turbidez final (o la remoción) varía de manera significativa con la dosis aplicada. Por el contrario, la “dosis de floculante” no mostró un efecto significativo ($F=0.22 < F_{\text{crít}} =3.26$; $p=0.922$), por lo que no se rechaza la hipótesis nula (H_0), lo que indica que, bajo este esquema de pH, el desempeño depende de una adecuada dosificación del coagulante.

Tabla 16

Análisis de varianza: ajuste de pH pre-coagulación

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Filas	974717.138	3	324905.712	32.8012	$4.6047 \cdot 10^{-6}$	3.4903
Columnas	8739.52135	4	2184.8803	0.2206	0.9218	3.2592
Error	118863.6561	12	9905.30467			

3.4.2. Prueba 2 (Ajuste de pH post-coagulación)

Para el tratamiento 2, se observó nuevamente que la dosis de coagulante es el factor con mayor influencia sobre la respuesta ($F= 80.02 > F_{\text{crít}}= 2.24$; $p= 5.88 \times 10^{-19}$), confirmando

diferencias significativas entre niveles y rechazando la hipótesis nula para este factor. En el caso del floculante, aunque el estadístico F se aproxima al valor crítico, el resultado no alcanza significancia estadística ($F= 2.44 < F_{\text{crit}}= 2.67$; $p= 0.067$), por lo que no se rechaza H_0 . Este comportamiento indica que el efecto del floculante se encuentra condicionado por la dosis de coagulante y por el pH del sistema, de manera que, cuando estas variables no se encuentran en rangos óptimos, el impacto del floculante no se refleja como estadísticamente independiente.

Tabla 17

Análisis de varianza: ajuste de pH post-coagulación

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Filas	4823669.377	8	602958.6722	80.02023	$5.8806 \cdot 10^{-19}$	2.2444
Columnas	73423.02478	4	18355.75619	2.436040	0.06732406	2.6684
Error	241122.4887	32	7535.077773			

El término de error del ANOVA representa la variabilidad no explicada por los factores evaluados y puede atribuirse a fuentes como variaciones en la calidad del agua residual, imprecisiones en la dosificación de reactivos, diferencias en la intensidad y el tiempo de mezcla, fluctuaciones del pH durante el proceso y el error inherente a la medición de turbidez.

3.5. Dimensionamiento de equipos

3.5.1. Tanque TK-102

Se estableció tratar dos lotes de efluente de 0.75 m^3 cada uno. Para garantizar una operación segura y permitir espacio para la acumulación de lodos y variaciones de volumen, se consideró trabajar a una capacidad del 75%. Con esto, se propuso un tanque con capacidad total de 1 m^3 . Se seleccionó una relación altura/diámetro para tanques verticales de 1.5:1 y se recomendó un ángulo de cono de 60° (Tchobanoglous et al., 2014).

$$h_{\text{cono}} = r \cdot \tan(60^\circ) = 1.732r$$

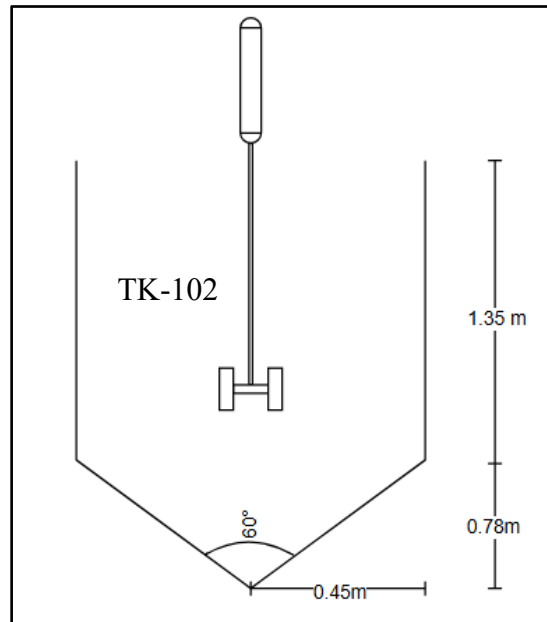
$$V_{total} = \pi r^2 h_{cil} + \frac{1.732}{3} \pi r^3 = 1 m^3; \frac{h_{cil}}{2r} = 1.5$$

$$V_{total} = 2r \left(1.5 \pi r^2 + \frac{1.732}{6} \pi r^2 \right) = \pi r^3 \left(3 + \frac{1.732}{3} \right) = 1 m^3$$

$$r = 0.45 m; h_{cil} = 1.35 m; h_{cono} = 0.78 m$$

Figura 9

Dimensionamiento del tanque TK-102

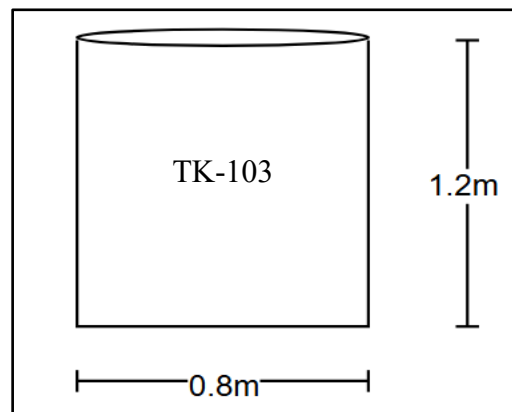


3.5.2. Tanque TK-103

A partir de los resultados experimentales se determinó que el volumen de lodos generados representa aproximadamente el 11 % del volumen de agua tratada. Considerando un volumen mensual de tratamiento de 5.5 m³, se consideró un tanque de 0.605 m³ de capacidad. El dimensionamiento se realizó empleando la misma relación altura/diámetro utilizado en el diseño del tanque TK-102.

$$V_{tanque} = \pi r^2 h = 3 \pi r^3 = 0.605 m^3$$

$$r = 0.4 m; h = 1.2 m$$

Figura 10*Dimensionamiento del tanque TK-103***3.5.3. Potencia mínima requerida de bombeo (P-101)**

Con base a los valores descritos en la Tabla 13 y las ecuaciones presentadas en el apartado 2.8.4, se determinó la carga dinámica total del sistema, así como la potencia mínima requerida para la bomba P-101.

Tabla 13

Factores usados para el cálculo de la potencia requerida de P-101

Parámetro	Valor
Velocidad de flujo	0.7 m/s (recomendada)
Diámetro de tubería	0.0508 m (recomendada)
K codo de 90° normal	0.9
Eficiencia	0.75
Rugosidad PVC (ϵ)	0.0015 mm
Gravedad	9.81 m/s ²
Longitud (L)	6.25 m
Densidad del agua	1000 kg/m ³
Viscosidad dinámica	0.001 Pa.s

$$h_f = 0.07m; h_m = 0.045m; \Delta z = 3.75m$$

$$H_T = 3.865 m$$

$$Q = \pi \times \left(\frac{0.0508m}{2}\right)^2 \times 0.7 \frac{m}{s} = 0.0014 \frac{m^3}{s}$$

$$P = \frac{1000 \frac{kg}{m^3} \times \left(9.8 \frac{m}{s^2}\right) \times \left(0.0014 \frac{m^3}{s}\right) \times (3.865m)}{0.75} = 71.64 W = 0.072 kW$$

Incorporando el factor de sobredimensionamiento comprendido entre 1.3 y 2.0, la potencia de diseño se ubicó en el rango de 0.09–0.14 kW, procediéndose a la selección de una bomba de potencia comercial de 0.25 HP (≈ 0.19 kW). Considerando la cantidad de lotes de tratamiento al mes (8) y el tiempo de uso de la bomba (30 minutos) se determinó el costo asociado al consumo de energía eléctrica:

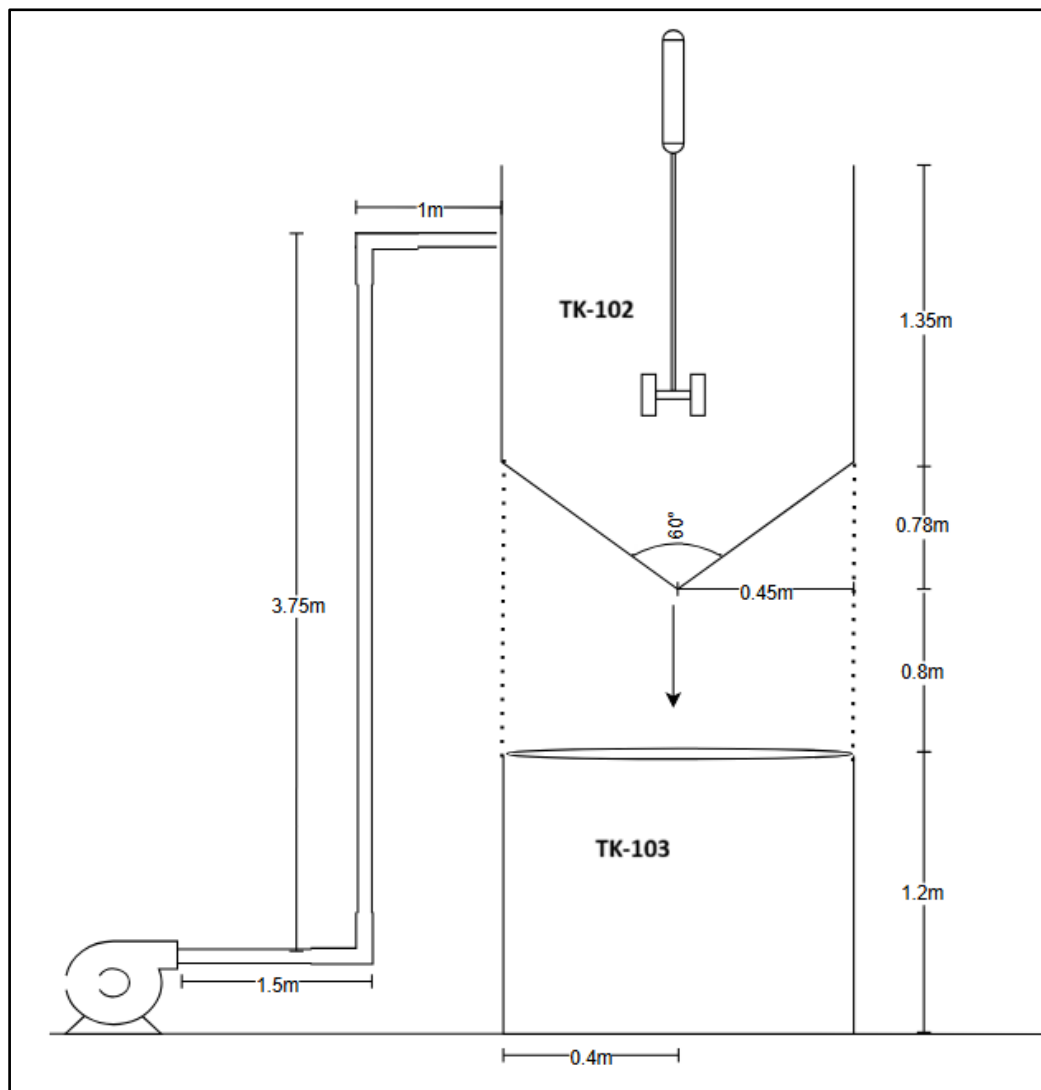
$$E_1 = 0.19 kW \times 4 h = 0.76 kWh; \$/mes \approx 0.1 USD$$

Se seleccionó un mezclador comercial (0.75 kW) de acero inoxidable para los cálculos respectivos de costo asociado al consumo de energía eléctrica. Considerando el mismo tiempo de uso de la bomba centrífuga (P-101):

$$E_2 = 0.75 kW \times 4 h = 3 kWh; \$/mes \approx 0.4 USD$$

Figura 11

Medidas del sistema propuesto: alternativa C



3.6. Análisis económico

3.6.1. Inversión inicial (CAPEX)

La inversión inicial del sistema de tratamiento asciende a USD 8, 546.5. Esta inversión incluye: la adquisición de los tanques TK-102 (USD 440) y TK-103 (USD 85), el mezclador tipo remo (USD 620), la bomba P-101 (USD 70), el medidor de pH (USD 7.5) y turbidez (USD 380), los materiales volumétricos (USD 12), el equipo medidor de DQO (USD 2 532), tensioactivos (USD 2 700), aceites y grasas (USD 1 600) y la instalación del sistema (USD 100).

Tabla 14

Inversión inicial del sistema de tratamiento propuesto

Activo fijo	Inversión (USD)
Tanque de tratamiento TK-102	440
Tanque de recolección de lodos TK-103	85
Mezclador tipo remo (propeler)	620
Bomba hidráulica P-101	70
Medidor de pH	7.5
Turbidímetro	380
Probeta 500 mL (dosificador)	10
Vasos de precipitados 50 mL (2)	2
Analizador de DQO	2 532
Equipo medidor de Tensioactivos	2 700
Extractor de Aceites y Grasas	1 600
Instalación del sistema	1 800
Total	10 246.5

3.6.2. Costos operativos mensuales (OPEX)

Los costos operativos mensuales (OPEX) del sistema propuesto son de USD. Estos costos incluyen: consumo de floculante (USD 88), consumo de coagulante (USD 4.68), mantenimiento (semestral, USD 35), reactivos para el análisis fisicoquímico (DQO, tensoactivos y aceites y grasas, USD 92.5), sueldo del personal operativo (USD 25), equipos de protección personal (EPP) (USD 5) y consumo de energía eléctrica (USD 0.5).

Tabla 15

Costos operacionales mensuales.

Operación	Costo (USD)
Consumo de coagulante	4.68
Consumo de floculante	88
Consumo de reactivos en análisis Aceites y Grasas	25
Consumo de reactivos en análisis Tensoactivos	37.5
Consumo de reactivos en análisis DQO	30
Mantenimiento	35
Personal operativo	25
EPP (guantes, mascarilla, gafas de seguridad)	5
Energía eléctrica	0.5
Total	260.58

3.6.3. Impacto económico asociado a la gestión del efluente

La tercerización del servicio de recolección, transporte, tratamiento, análisis y certificación de aguas residuales industriales se estima en aproximadamente USD 750 mensuales para este tipo y volumen de efluente (5.5 m³/mes), considerando tarifas mínimas, logística y requerimientos analíticos. Este egreso corresponde a una alternativa de gestión externa que es sustituida con la implementación de una planta de tratamiento de aguas residuales propia, permitiendo a la empresa asumir el control directo del proceso de tratamiento y del cumplimiento de la normativa ambiental vigente.

3.6.4. Flujo de caja

La implementación de la unidad de tratamiento de aguas residuales no genera ingresos directos; sin embargo, produce un ahorro económico anual de USD 5873.04 respecto a la contratación de un gestor externo, recuperando la inversión inicial en aproximadamente 1.7 años y garantizando el cumplimiento de la normativa ambiental vigente.

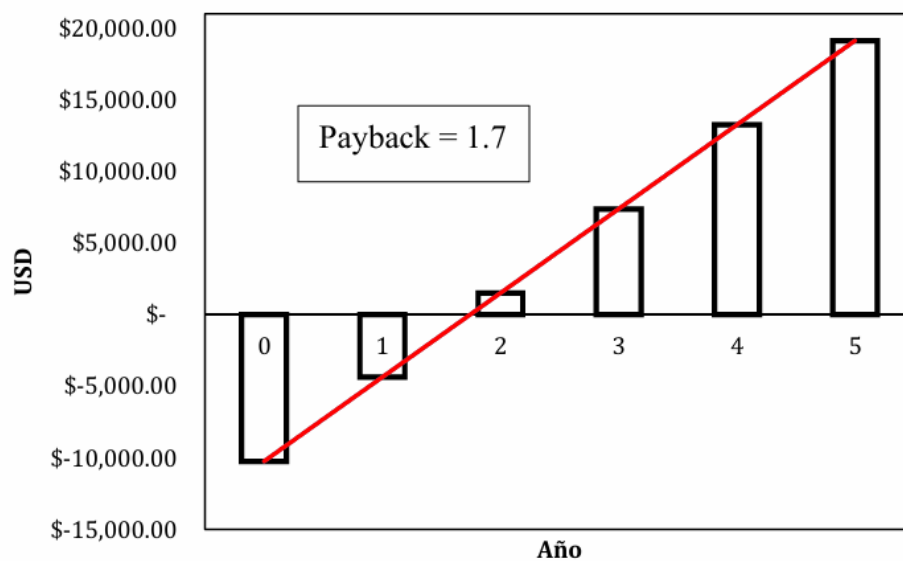
Tabla 16

Flujo de caja estimado.

	Año 0	Año 1	Año 2	Año 3	Año 4	Año 5
Inversión Fija	-10,246.50	–	–	–	–	–
Tercerización del tratamiento	–	9,000.00	9,000.00	9,000.00	9,000.00	9,000.00
Costos operativos del sistema	–	-3,126.96	-3,126.96	-3,126.96	-3,126.96	-3,126.96
Efectivo Neto	–	5,873.04	5,873.04	5,873.04	5,873.04	5,873.04
(+) Depreciación	–	–	–	–	–	–
(+) Aporte Accionista	10,246.50	–	–	–	–	–
(+) Préstamos Concedidos	–	–	–	–	–	–
Flujo Neto del Periodo	-10,246.50	5,873.04	5,873.04	5,873.04	5,873.04	5,873.04
(+) Saldo Inicial	–	-10,246.5	-4,373.46	1,499.58	7,372.62	13,245.66
(=) Flujo Acumulado	-10,246.50	-4,373.46	1,499.58	7,372.62	13,245.66	19,118.70

Figura 12

Flujo de caja



Capítulo 4

4. Conclusiones y Recomendaciones

4.1. Conclusiones

Las conclusiones que se presentan a continuación permiten evaluar el grado de cumplimiento de los objetivos planteados en el presente proyecto, considerando el diagnóstico del efluente industrial, el diseño del sistema de tratamiento de aguas residuales y la viabilidad técnica y económica del diseño propuesto:

- El diagnóstico fisicoquímico del efluente industrial permitió identificar que la principal problemática del sistema existente radica en la alta concentración de tensoactivos y DQO, con valores iniciales promedio de hasta 65 mg/L y 2582 mg/L, respectivamente. Se determinó que, si bien el sistema actual evidenció reducciones parciales, su desempeño es inestable y altamente dependiente del tiempo de retención hidráulica y de la variabilidad de la producción. Esto confirmó la necesidad técnica de un nuevo sistema, dado que la baja frecuencia en el mantenimiento del impide garantizar el cumplimiento continuo de los LMP establecidos en el TULSMA.
- El diseño del sistema de tratamiento de aguas residuales, fundamentado en los resultados obtenidos a partir de las pruebas de jarras y del análisis estadístico, permitió establecer al proceso de coagulación–floculación como la operación unitaria principal para la remoción eficiente de los contaminantes presentes en el efluente industrial. La combinación de PAC como coagulante y poliacrilamida catiónica como floculante presentó la mayor afinidad con la matriz del agua residual, alcanzando eficiencias de remoción superiores al 95 % en turbidez, 96 % en tensoactivos, 93 % en aceites y grasas y 86 % en DQO. Estos resultados fueron incorporados como base para el dimensionamiento de los equipos del sistema propuesto, permitiendo asegurar elevados niveles de remoción sin comprometer la confiabilidad operativa del proceso.

- La evaluación técnico-económica evidenció que la configuración compacta por lotes constituye la alternativa óptima para el caudal de 5.5 m³/mes generado por la industria. Este diseño validó su idoneidad al presentar menores requerimientos de inversión y costos de operación en comparación con sistemas continuos, sin afectar el desempeño del tratamiento.
- Finalmente, la validación integral del sistema propuesto demostró el cumplimiento de los parámetros establecidos por la normativa ambiental vigente para la descarga al alcantarillado público, con concentraciones finales de DQO, tensoactivos, aceites y grasas dentro de los rangos permisibles. Por tanto, se concluye que el diseño de la planta de tratamiento constituye una solución técnica y ambientalmente viable, dando cumplimiento al objetivo general del proyecto.

4.2. Recomendaciones

Con base en los resultados obtenidos y en el análisis del desempeño del sistema de coagulación–floculación en términos de eficiencia de remoción, estabilidad operativa y viabilidad técnica, se formulan las siguientes recomendaciones, orientadas a fortalecer el diseño conceptual de la planta de tratamiento de aguas residuales propuesta y a servir como sustento técnico para su optimización y validación operativa.

- Es aconsejable evaluar la incorporación de una etapa de tratamiento terciario posterior al proceso de coagulación–floculación, mediante el uso de filtros de zeolita natural o carbón activado, particularmente en escenarios de alta producción donde puedan presentarse concentraciones residuales de tensoactivos o fenómenos de formación de espuma. La zeolita natural presenta porosidades típicas entre 30–50 % y una elevada capacidad de intercambio iónico, mientras que el carbón activado exhibe áreas superficiales del orden de 800–1200 m²/g, características que favorecen la adsorción de compuestos orgánicos, tensoactivos residuales y fracciones de la carga DQO.

- Se sugiere establecer un cronograma de monitoreo para los parámetros tensoactivos, DQO y aceites y grasas con una frecuencia mensual, en concordancia con los requerimientos analíticos, la disponibilidad de equipamiento especializado y los costos asociados a su determinación. Si bien un seguimiento por lote permitiría un control más detallado del proceso, el esquema propuesto constituye una alternativa técnica y económicamente viable para verificar el cumplimiento de la normativa ambiental vigente y asegurar la estabilidad operativa del sistema de tratamiento.
- Resultaría beneficioso ampliar el alcance del estudio mediante la evaluación y optimización de variables operativas del proceso de coagulación–floculación en sistema por lotes, tales como los tiempos de mezcla rápida y lenta, los gradientes de velocidad y los tiempos de reposo para sedimentación. La ejecución de ensayos complementarios permitiría analizar su influencia sobre la formación, tamaño y estabilidad de los flóculos, así como sobre la eficiencia de remoción de tensoactivos y carga orgánica. Estos estudios contribuirían a optimizar el desempeño del proceso, reducir el consumo de reactivos y mejorar la calidad del efluente tratado, fortaleciendo la aplicabilidad del sistema propuesto a escala industrial.
- Finalmente, dada la naturaleza conceptual del diseño y su validación a escala de laboratorio, es fundamental ejecutar pruebas piloto o de jarras bajo condiciones reales de operación continua. Esto permitiría capturar las variaciones hidráulicas y de carga propias de una operación industrial, validar la tasa efectiva de generación de lodos y afinar la estimación de los costos operativos, superando así las limitaciones inherentes a la escala experimental del presente trabajo.

Referencias

- Aguilar-Torrejón, J.A., Balderas-Hernández, P., Roa-Morales, G. (2023). Relationship, importance, and development of analytical techniques: COD, BOD, and TOC in water—An overview through time. *SN Appl. Sci.* **5**, 118. <https://doi.org/10.1007/s42452-023-05318-7>
- Asamblea Nacional del Ecuador. (2017). Código Orgánico del Ambiente [Suplemento del Registro Oficial N.º 983]. Quito, Ecuador: LexisNexis.
- ASTM International. (2018). *ASTM D1293-18: Standard test methods for pH of water*. <https://doi.org/10.1520/D1293-18>
- Baird, R. B., Eaton, A. D., & Rice, E. W. (Eds.). (2017). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (23rd ed.). American Public Health Association; American Water Works Association; Water Environment Federation.
- Biruk Gobena, Yalemsew Adela, Esayas Alemayehu, 2018, Evaluación de coagulantes mixtos químicos en el proceso de purificación de agua, INTERNATIONAL JOURNAL OF ENGINEERING RESEARCH & TECHNOLOGY (IJERT) Volumen 07, Número 01 (enero de 2018), <http://dx.doi.org/10.17577/IJERTV7IS010171>
- Brichetti, J. P., Mastronardi, L., Rivas, M. E., Serebrisky, T., & Solís, B. (2021). *The Infrastructure Gap in Latin America and the Caribbean: Investment Needed Through 2030 to Meet the Sustainable Development Goals*. <https://doi.org/10.18235/0003759>
- Castellanos Niño, J. E., & Quintero Cubillos, A. F. (2019). Desarrollo de una propuesta de sistema de tratamiento de aguas residuales generada en la empresa Producción y Gestión S.A.S. [Proyecto integral de grado, Fundación Universidad de América]. Fundación Universidad de América.
- Davis, M. L. (2010). *Water and wastewater engineering: Design principles and practice*. McGraw-Hill Education. ISBN 978-0-07-171385-6.

- Edzwald, J. K. (1995). *Principles and applications of dissolved air flotation*. *Water Science & Technology*, 31(3–4), 1–23. [https://doi.org/10.1016/0273-1223\(95\)00200-7](https://doi.org/10.1016/0273-1223(95)00200-7)
- Flowen. (s.f.). *Coagulación y floculación: tratamiento de aguas residuales*. <https://flowen.com.pe/blog/coagulacion-y-floculacion-tratamiento-aguas/>
- Gkika, D.A., Mitropoulos, A.C., Lambropoulou, D.A. *et al.* Cosmetic wastewater treatment technologies: a review. *Environ Sci Pollut Res* **29**, 75223–75247 (2022). <https://doi.org/10.1007/s11356-022-23045-1>
- Guerrero, E. C. C., Escobar, J. A. V., Naranjo, L. E. G., & Jumbo, L. D. J. (2025). Análisis de los Hechos Relevantes de Contaminación del Agua en Ecuador. *revistasapiensec.com*. <https://doi.org/10.71068/ew2ht356>
- IMTA. (2007). *Curso Diseño de Plantas Potabilizadoras, Material Tecnológico*. Jiutepec, Morelos: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA)-Comisión Nacional del Agua (Conagua)
- Ismail, O., et al. (2025). Comparative experimental evaluation and empirical modelling of AOPs for cosmetics wastewater. *Scientific Reports*, 15, 12345. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-18131-6>
- Jiang, J.-Q., & Graham, N. (1998). Pre-polymerised inorganic coagulants and phosphorus removal by coagulation—A review. *Water SA*, 24(3), 237–244.
- Lima, J. P. P., Melo, E. D., & Aguiar, A. (2022). *Characteristics and ways of treating cosmetic wastewater generated by Brazilian industries: A review*. *Process Safety and Environmental Protection*, 168, 601-612. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.10.031>
- Liwarska-Bizukojc, E., Scheumann, R., Drews, A., Bracklow, U., & Kraume, M. (2008). Effect of anionic and nonionic surfactants on the kinetics of the aerobic heterotrophic biodegradation of organic matter in industrial wastewater. *Water Research*, 42(4-5), 923-930. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.09.008>

- Lotfi, I., Ebrahimi, A., & Hajian, M. (2014). *Comparison study of turbidity removal using synthesized poly-aluminum chloride-sulfate and poly-aluminum chloride in aqueous solutions*. *International Journal of Environmental Health Engineering*, 3(1), 1–6. <https://doi.org/10.4103/2277-9183.148275>
- Perry, R. H., & Green, D. W. (2008). *Perry's chemical engineers' handbook* (8th ed.). McGraw-Hill.
- Ministerio del Ambiente del Ecuador. (2017). Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente (Decreto Ejecutivo 3516, Registro Oficial Edición Especial 2, 31 marzo 2003; última modificación 29 de marzo del 2017). Quito, Ecuador. [DECRETO EJECUTIVO 3516 - TULSMA.pdf](#)
- Nakama, Y. (2017). *Surfactants*. En K. Sakamoto, R. Y. Lochhead, H. I. Maibach & Y. Yamashita (Eds.), *Cosmetic Science and Technology: Theoretical Principles and Applications* (pp. 231-244). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-802005-0.00015-X>
- Naumczyk, J., Marcinowski, P., & Bogacki, J. (2017). Treatment of highly polluted cosmetic wastewater. *Environment Protection Engineering*, 44(2), 25-40. <https://doi.org/10.5277/epe170203>
- Presidencia de la República del Ecuador. (2003, 31 de marzo). Decreto Ejecutivo 3516. Texto Unificado de Legislación Secundaria del Medio Ambiente (TULSMA). Registro Oficial Edición Especial 2.
- Renault, F., Sancey, B., Badot, P.-M., & Crini, G. (2009). Chitosan for coagulation/flocculation processes—an eco-friendly approach. *European Polymer Journal*, 45(5), 1337–1348.

- Tchobanoglous, G., Stensel, H. D., Tsuchihashi, R., & Burton, F. (2014). *Wastewater engineering: Treatment and resource recovery* (5th ed.). McGraw-Hill Education. ISBN 978-0-07-340118-8.
- UN-Water. (2024, August 25). Progress on the proportion of domestic and industrial wastewater flows safely treated – Mid-term status of SDG Indicator 6.3.1 and acceleration needs, with a special focus on climate change, wastewater reuse and health. World Health Organization. <https://www.who.int/publications/i/item/9789240099081>
- Verma, A. K., Dash, R. R., & Bhunia, P. (2012). A review on chemical coagulation/flocculation technologies for removal of colour from textile wastewaters. *Journal of Environmental Management*, 93(1), 154–168. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.09.012>.
- Woodard, J., & Curran, M. (2006). *Methods for Treating Wastewaters from Industry*. In *Industrial Waste Treatment Handbook* (2.^a ed., pp. 149-334). Butterworth-Heinemann. <https://doi.org/10.1016/B978-075067963-3/50009-6>
- Zand, A. D., & Hoveidi, H. (2015). *Comparing aluminium sulfate and poly-aluminium chloride (PAC) performance in turbidity removal from synthetic water*. *ResearchGate*, 2(3), 287–292.