Universidad Católica de Santa María

## Facultad de Arquitectura e Ingenierías Civil y del Ambiente

## Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental

# Evaluación de la eficiencia de un sistema de tratamiento electrocoagulación-fenton en la remoción de carga orgánica de aguas residuales sintéticas tipo lácteo.


Tesis presentada por:

**Dávila Lazo, Julinho Gianpol**

**ORCID: 0009-0008-4708-0489**


para optar el Título Profesional de Ingeniero Ambiental


Asesor (a):

**Mg. Benegas Llanos, Rosario Carolina**

**ORCID: 0000-0002-1232-4948**



Arequipa – Perú

2026

UCSM-ERP

# UNIVERSIDAD CATÓLICA DE SANTA MARÍA

## INGENIERIA AMBIENTAL

## TITULACIÓN CON TESIS

## DICTAMEN APROBACIÓN DE BORRADOR

Arequipa, 20 de Noviembre del 2025

**Dictamen: 016757-C-EPIA-2025**

Visto el borrador del expediente 016757, presentado por:

**2016700501 - DÁVILA LAZO JULINHO GIANPOL**

Titulado:

**EVALUACIÓN DE LA EFICIENCIA DE UN SISTEMA DE TRATAMIENTO ELECTROCOAGULACIÓN-FENTON EN LA REMOCIÓN DE CARGA ORGÁNICA DE AGUAS RESIDUALES SINTÉTICAS TIPO LÁCTEO.**

Nuestro dictamen es:

**APROBADO**

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

**INGENIERO AMBIENTAL**

**43297964 - CAMPOS OLAZAVAL LIZBETH MARIANELLA**
**DICTAMINADOR**



**46769238 - CHANOVE MANRIQUE ANDREA MARIETA**
**DICTAMINADOR**



**72384055 - MEDINA RAMOS ROBERT JOAQUIN**
**DICTAMINADOR**



# Evaluación de la eficiencia de un sistema de tratamiento electrocoagulación-fenton en la remoción de carga orgánica de aguas residuales sintéticas tipo lácteo.

INFORME DE ORIGINALIDAD

| 18% | 16% | 10% | 6% |
|---|---|---|---|
| INDICE DE SIMILITUD | FUENTES DE INTERNET | PUBLICACIONES | TRABAJOS DEL ESTUDIANTE |

FUENTES PRIMARIAS

| | | |
|---|---|---|
| 1 | Submitted to Universidad Católica de Santa María<br>Trabajo del estudiante | 1% |
| 2 | hdl.handle.net<br>Fuente de Internet | 1% |
| 3 | www.coursehero.com<br>Fuente de Internet | 1% |
| 4 | tesis.ucsm.edu.pe<br>Fuente de Internet | <1% |
| 5 | repositorio.unfv.edu.pe<br>Fuente de Internet | <1% |
| 6 | repositorio.unal.edu.co<br>Fuente de Internet | <1% |
| 7 | repositorio.unu.edu.pe<br>Fuente de Internet | <1% |
| 8 | 1library.co<br>Fuente de Internet | <1% |
| 9 | editorial.inudi.edu.pe<br>Fuente de Internet | <1% |
| 10 | ru.dgb.unam.mx<br>Fuente de Internet | <1% |
| 11 | www.slideshare.net<br>Fuente de Internet | <1% |

# DEDICATORIA

Dedico esta tesis en primer lugar a Dios por las bendiciones que me ha dado en el transcurso de esta etapa.

A mis padres Marcos y Brenda por todo el apoyo y amor que siempre me dan, ustedes son el mejor ejemplo de resiliencia y lucha.

A mis hermanos Piero, Marco y Flavia por ser mi motivación y a mi Milita por ser esa lucecita en mi camino que con su alegría me ayudo en los momentos más difíciles.

***Julinho Gianpol***

# AGRADECIMIENTOS

Quiero expresar mi agradecimiento en especial a mi alma mater, la Universidad Católica Santa María, también a todos los docentes que me enseñaron, por los conocimientos adquiridos y lecciones de vida.

A mi familia por su apoyo incondicional y por estar conmigo en las buenas y malas.

***Julinho Gianpol***

# RESUMEN

La industria láctea genera efluentes con una elevada carga orgánica, representando un significativo desafío ambiental. Esta investigación evaluó, a escala de laboratorio, la eficiencia de un tren de tratamiento que integra secuencialmente la electrocoagulación (EC) y la reacción Fenton para la depuración de aguas residuales sintéticas (ARS) de tipo lácteo. La metodología se basó en la optimización de cada proceso mediante la Metodología de Superficie de Respuesta (RSM). Para la etapa de EC, se optimizaron el voltaje aplicado y el tiempo de operación para maximizar la remoción de turbidez, mientras que para la reacción Fenton se optimizaron las dosis de $H_2O_2$ y $Fe^{2+}$ para maximizar la remoción de Demanda Química de Oxígeno (DQO). Finalmente, se validó el sistema integrado operando bajo las condiciones óptimas encontradas. Los resultados determinaron que las condiciones óptimas para la EC fueron 28.1 V y 58.6 minutos, y para la reacción Fenton, 1903.1 mg/L de $H_2O_2$ y 148.1 mg/L de $Fe^{2+}$. En la fase de validación, el sistema secuencial alcanzó una eficiencia de remoción global de DQO del 96.7%, produciendo un efluente final que cumple con los Límites Máximos Permisibles de la normativa peruana. Se concluye que la alta eficiencia del sistema se debe a un efecto sinérgico, en el cual la electrocoagulación actúa como un pretratamiento robusto que acondiciona el efluente, potenciando la capacidad oxidativa de la subsiguiente reacción Fenton.



**Palabras Clave:**

Electrocoagulación, Proceso Fenton, Aguas residuales lácteas

# ABSTRACT

The dairy industry generates effluents with a high organic load, representing a significant environmental challenge. This research evaluated, at a laboratory scale, the efficiency of a treatment train that sequentially integrates electrocoagulation (EC) and the Fenton reaction for the purification of synthetic dairy wastewater (SDW). The methodology was based on the optimization of each process using Response Surface Methodology (RSM). For the EC stage, the applied voltage and operating time were optimized to maximize turbidity removal, while for the Fenton reaction, the doses of $H_2O_2$ and $Fe^{2+}$ were optimized to maximize Chemical Oxygen Demand (COD) removal. Finally, the integrated system was validated by operating under the optimal conditions found. The results determined that the optimal conditions for EC were 28.1 V and 58.6 minutes, and for the Fenton reaction, 1903.1 mg/L of $H_2O_2$ and 148.1 mg/L of $Fe^{2+}$. In the validation phase, the sequential system achieved an overall COD removal efficiency of **96.7%**, producing a final effluent that complies with the Maximum Permissible Limits of Peruvian regulations. It is concluded that the high efficiency of the system is due to a synergistic effect, in which electrocoagulation acts as a robust pre-treatment that conditions the effluent, thereby enhancing the oxidative capacity of the subsequent Fenton reaction.



**Keywords:**

*Electrocoagulation, Fenton process, Dairy wastewater*

**ÍNDICE**

**DEDICATORIA**
**AGRADECIMIENTOS**
**RESUMEN**
**ABSTRACT**

**INTRODUCCIÓN** ..... 1
**CAPÍTULO I** ..... 3
**1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA** ..... **3**
1.1. Descripción de la Realidad Problemática ..... 3
1.2. Formulación del Problema ..... 4
1.3. Justificación e Importancia ..... 5
*1.3.1. Justificación Ambiental* ..... 5
*1.3.2. Justificación Social* ..... 5
*1.3.3. Justificación Económica* ..... 6
*1.3.4. Justificación Técnico-Científica* ..... 6
1.4. Objetivos de la Investigación ..... 7
*1.4.1. Objetivo General* ..... 7
*1.4.2. Objetivos Específicos* ..... 7
1.5. Hipótesis de la Investigación ..... 7

**CAPÍTULO II** ..... **8**
**2. FUNDAMENTO TEÓRICO** ..... **8**
2.1. Antecedentes de la Investigación ..... 8
2.2. Bases Teóricas ..... 10
*2.2.1. Contaminación por Aguas Residuales Lácteas* ..... 10
*2.2.2. Panorama de las Tecnologías de Tratamiento Fisicoquímico* ..... 11
*2.2.2.1. Electrocoagulación (EC) como Proceso de Tratamiento* ..... 11
*2.2.2.2. Procesos de Oxidación Avanzada (POAs)* ..... 11
*2.2.2.3. La Reacción Fenton* ..... 12
*2.2.3. Principios de Ingeniería para el Diseño del Sistema* ..... 15
*2.2.3.1. Trenes de Tratamiento para Efluentes Complejos* ..... 15

*2.2.3.2. Sinergia en Procesos Combinados* ..... 16
*2.2.3.3. Optimización de Procesos* ..... 16
*2.2.3.4. Diseño de Experimentos para la Optimización* ..... 17
*2.2.4. Parámetros de Monitoreo y Evaluación de Eficiencia* ..... 17
*2.2.4.1. Demanda Química de Oxígeno (DQO) y Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)* ..... 18
*2.2.4.2. Sólidos Suspendidos Totales (SST) y Turbidez* ..... 18
*2.2.4.3. Potencial de Hidrógeno (pH) y Conductividad Eléctrica* ..... 18
*2.2.4.4. Oxígeno Disuelto (OD)* ..... 19
2.3. Marco Normativo y Legal Aplicable ..... 19

**CAPÍTULO III ..... 22**
**3. METODOLOGÍA ..... 22**
3.1. Tipo y Nivel de Investigación ..... 22
3.2. Diseño de la Investigación ..... 22
3.3. Operacionalización de Variables ..... 23
3.4. Procedimiento Experimental ..... 24
*3.4.1. Fase 1. Preparación y Caracterización del Agua Residual Sintética (Objetivo Específico 1)* ..... 24
*3.4.2. Fase 2: Optimización del Proceso de Electrocoagulación (EC) (Objetivo Específico 2)* ..... 26
*3.4.3. Fase 3: Optimización de la Reacción Fenton (Objetivo Específico 3)* ..... 29
*3.4.4. Fase 4: Evaluación y Validación del Tren de Tratamiento Integrado (Objetivo Específico 4)* ..... 31

**CAPÍTULO IV ..... 33**
**4. RESULTADOS ..... 33**
4.1. Resultado del Objetivo Específico 1: Caracterización del Agua Residual Sintética ..... 33
4.2. Resultado del Objetivo Específico 2: Optimización del Proceso de Electrocoagulación (EC) ..... 35
*4.2.1. Matriz del Diseño Experimental y Resultados Obtenidos* ..... 36
*4.2.2. Análisis de Varianza (ANOVA) y Ajuste del Modelo Matemático* ..... 36
*4.2.3. Análisis Gráfico y Determinación de Condiciones Óptimas* ..... 40

4.3. Resultado del Objetivo Específico 3: Optimización de la Reacción Fenton ..... 43
*4.3.1. Matriz del Diseño Experimental y Resultados Obtenidos* ..... 43
*4.3.2. Análisis de Varianza (ANOVA) y Ajuste del Modelo Matemático* ..... 44
*4.3.3. Análisis Gráfico y Determinación de Condiciones Óptimas* ..... 47
4.4. Resultado del Objetivo Específico 4: Evaluación y Validación del Tren de Tratamiento Integrado ..... 50
*4.4.1. Desempeño del Sistema Secuencial y Calidad del Efluente* ..... 50
*4.4.2. Eficiencia de Remoción Global* ..... 51
*4.4.3. Validación Estadística de la Reproducibilidad del Método* ..... 51
*4.4.4. Cumplimiento Normativo y Demostración de Sinergia* ..... 53

**DISCUSIÓN** ..... **55**

**CAPÍTULO V** ..... **59**
**CONCLUSIONES** ..... **59**
**RECOMENDACIONES** ..... **59**

**REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS** ..... **61**

**ANEXOS** ..... **70**
**1. ANEXO FOTOGRÁFICO** ..... **70**

## ÍNDICE DE TABLAS


**Tabla 1** *Límites Máximos Permisibles (LMP)* ..... 21

**Tabla 2** *Operacionalización de Variables* ..... 23

**Tabla 3** *Matriz del Diseño Compuesto Central para la Optimización de la EC* ..... 28

**Tabla 4** *Matriz del Diseño Compuesto Central para la Optimización de la Reacción Fenton* ..... 30

**Tabla 5** *Resultados de la Medición de DQO para la Curva de Calibración* ..... 33

**Tabla 6** *Caracterización Fisicoquímica del Agua Residual Sintética (Línea Base)* ..... 35

**Tabla 7** *Matriz del Diseño Compuesto Central con Resultados para la Remoción de Turbidez* ..... 36

**Tabla 8** *Análisis de Varianza (ANOVA) para el Modelo de Remoción de Turbidez* ..... 37

**Tabla 9** *Matriz del Diseño Compuesto Central con Resultados para la Remoción de DQO* ..... 44

**Tabla 10** *Análisis de Varianza (ANOVA) para el Modelo de Remoción de DQO* ..... 45

**Tabla 11** *Caracterización Fisicoquímica en las Diferentes Etapas del Tren de Tratamiento* ..... 50

**Tabla 12** *Eficiencia de Remoción por Etapa y Global del Sistema EC-Fenton* ..... 51

**Tabla 13** *Resultado del Análisis de Varianza (ANOVA) para la Reproducibilidad de las Réplicas* ..... 52

**Tabla 14** *Comparación del Efluente Final con los Límites Máximos Permisibles (LMP)* ... 54

## ÍNDICE DE FIGURAS

**Figura 1** *Mecanismo del ciclo catalítico de la Reacción Fenton para la degradación de materia orgánica (R-H).* ..... 13
**Figura 2** *Diagrama conceptual del efecto de la dosificación de reactivos (efecto scavenging) y el pH en la eficiencia de la Reacción Fenton.* ..... 15
**Figura 3** *Diagrama de flujo del sistema experimental EC-Fenton a escala laboratorio.* ... 24
**Figura 4** *Regresión Lineal para la DQO en Función de la Concentración de Leche en Polvo* ..... 34
**Figura 5** *Diagrama de Pareto de Efectos Estandarizados para la Remoción de Turbidez* ..... 38
**Figura 6** *Gráficas de Residuos para el Modelo de Remoción de Turbidez (%)* ..... 39
**Figura 7** *Gráfica de Superficie de Respuesta para la Remoción de Turbidez* ..... 40
**Figura 8** *Gráfica de Optimización para la Maximización de la Remoción de Turbidez* ..... 41
**Figura 9** *Diagrama de Pareto de Efectos Estandarizados para la Remoción de DQO* ..... 46
**Figura 10** *Gráficas de Residuos para el Modelo de Remoción de DQO* ..... 47
**Figura 11** *Gráfica de Superficie de Respuesta para la Remoción de DQO* ..... 48
**Figura 12** *Gráfica de Optimización para la Maximización de la Remoción de DQO* ..... 49
**Figura 13** *Gráficas de Residuos para el Análisis ANOVA de la DQO Final* ..... 52
**Figura 14** *Gráfica de Intervalos de Confianza (95%) para la Media de la DQO Final por Réplica* ..... 53

# INTRODUCCIÓN

La industria láctea se consolida como un pilar fundamental de la economía y la seguridad alimentaria a nivel global. Sin embargo, esta posición de pilar económico conlleva una huella ambiental significativa, siendo la gestión de sus aguas residuales uno de los desafíos más apremiantes para la ingeniería ambiental contemporánea. Los procesos intensivos de producción, limpieza y sanitización en esta industria generan efluentes de alta complejidad.

Investigadores como Kaur (2021) y Flayyih & Ali (2022) han descrito en detalle la matriz contaminante de estos efluentes, definida por una elevada carga orgánica (DQO y DBO), grasas, proteínas y sólidos en suspensión. El impacto de su vertido sin un tratamiento adecuado es severo; como señalan Stasinakis et al. (2021) y Ghous (2023), este vertido es la causa directa de desequilibrios en los ecosistemas acuáticos, principalmente la eutrofización y el agotamiento crítico del oxígeno disuelto.

Frente a esta problemática, los métodos de tratamiento biológicos convencionales, si bien útiles, a menudo resultan insuficientes para degradar la totalidad de la carga contaminante y cumplir con las normativas ambientales, que son cada vez más estrictas. Esta limitación ha impulsado a la comunidad científica a explorar tecnologías avanzadas, orientándose hacia el desarrollo de sistemas de tratamiento integrados, conocidos como "trenes de tratamiento". El objetivo de estos sistemas es combinar diferentes procesos de manera secuencial para maximizar la eficiencia de depuración, atacando los contaminantes por distintas vías.

Dentro de este paradigma, la secuencia que acopla la electrocoagulación (EC) con la reacción Fenton, un potente Proceso de Oxidación Avanzada (POA), ha surgido como una de las alternativas más robustas. Estudios recientes como los de Kösem et al. (2024) y Hamrouni et al. (2024) han demostrado la alta eficiencia de este tipo de acoplamientos para efluentes industriales complejos, logrando remociones de DQO que superan el 90%. Investigaciones aplicadas específicamente a efluentes lácteos, como las de Zakeri et al. (2021) y Mohmmad et al. (2023), confirman la superioridad de esta combinación tecnológica.

Este éxito se debe a que cada etapa cumple una función especializada: la electrocoagulación actúa como una eficaz y robusta etapa de pretratamiento, removiendo la materia coloidal y suspendida, mientras que la reacción Fenton se encarga de mineralizar la materia orgánica disuelta y recalcitrante que la primera etapa no puede eliminar. El problema

fundamental, por tanto, no radica en la falta de tecnologías potencialmente efectivas. Como demuestra el trabajo de optimización de Trigueros et al. (2022), la brecha tecnológica reside en la ausencia de un diseño de proceso rigurosamente optimizado que aproveche el efecto sinérgico entre ellas.

La presente investigación aborda esta brecha tecnológica, proponiendo un estudio experimental riguroso para determinar las condiciones operativas que maximizan el rendimiento de este sistema combinado. El objetivo general es evaluar, a escala de laboratorio, la eficiencia de este tren de tratamiento para la remoción de carga orgánica de un agua residual sintética, representativa de un efluente lácteo de alta carga.

Para alcanzar este objetivo, el documento se ha estructurado de la siguiente manera: el Capítulo I detalla el planteamiento del problema, la justificación y los objetivos de la investigación. El Capítulo II establece el fundamento teórico, revisando los antecedentes científicos y el marco normativo aplicable. El Capítulo III describe la metodología experimental, incluyendo el diseño de experimentos para la optimización de cada etapa. El Capítulo IV presenta y analiza los resultados obtenidos en cada fase experimental. Finalmente, el Capítulo V discute los hallazgos en el contexto de la literatura científica, presenta las conclusiones del estudio y ofrece recomendaciones para futuras investigaciones.

# CAPÍTULO I

## 1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

### 1.1. Descripción de la Realidad Problemática

En el panorama industrial contemporáneo, el sector lácteo se consolida como una actividad económica de primera línea, aunque su expansión y productividad conllevan una considerable huella hídrica y un desafío ambiental significativo. La literatura científica reciente, incluyendo análisis exhaustivos como los de Kaur (2021) y Flayyih & Ali (2022), coincide en describir los efluentes generados por esta industria como una matriz compleja y heterogénea, definida por una elevada carga orgánica que se refleja en altos índices de Demanda Química de Oxígeno (DQO), además de contener concentraciones significativas de grasas, nutrientes y sólidos suspendidos. Este panorama es consistente con los hallazgos de Stasinakis et al. (2021) y Ghous (2023), quienes señalan que la descarga de estos residuos sin un tratamiento previo y riguroso provoca graves desequilibrios en los ecosistemas acuáticos, principalmente a través de la eutrofización y el agotamiento del oxígeno disuelto, comprometiendo así la biodiversidad y la calidad de los recursos hídricos.

Frente a esta situación, la comunidad científica ha explorado un amplio abanico de tecnologías de tratamiento, reconociendo que los métodos convencionales a menudo no son suficientes para alcanzar los estándares de vertido. Investigaciones recientes se han enfocado en alternativas avanzadas y sostenibles, como demuestran los trabajos de Akansha et al. (2020) sobre la combinación de electrocoagulación y fitorremediación, o los estudios de Biswas et al. (2021) y Singh et al. (2024) sobre el potencial de las microalgas para la depuración de estos efluentes. En esta línea, el desarrollo de Procesos de Oxidación Avanzada (POAs) de tipo electroquímico, analizados en la revisión de Das & Chen (2024), ha ganado un interés particular por su capacidad para degradar compuestos orgánicos recalcitrantes que persisten tras los tratamientos primarios. La tendencia actual, por tanto, se orienta hacia la integración de diferentes tecnologías en sistemas secuenciales para potenciar la eficiencia global del tratamiento.

En este contexto, el diseño de trenes de tratamiento híbridos que combinan la electrocoagulación (EC) con la reacción Fenton se presenta como una de las soluciones más prometedoras y eficientes. Estudios como los de Kösem et al. (2024) y Hamrouni et al. (2024) han reportado que la aplicación secuencial de estos procesos puede lograr remociones de DQO

superiores al 90%, optimizando al mismo tiempo el consumo energético y los costos operativos. La clave del éxito de esta estrategia radica en la optimización rigurosa de las variables operativas, un enfoque metodológico que ha sido validado por Trigueros et al. (2022) para equilibrar la viabilidad ambiental y económica del tratamiento. De manera similar, investigaciones específicas sobre efluentes lácteos como las de Zakeri et al. (2021), Mohmmad et al. (2023) y Azari et al. (2025) confirman la superioridad y la sinergia de esta combinación tecnológica, consolidándola como una alternativa robusta y de alto rendimiento.

Esta problemática de carácter global encuentra un eco significativo en el contexto de Perú, y particularmente en la región de Arequipa, cuya economía presenta una fuerte dependencia del sector agroindustrial y, en especial, de la producción láctea. La concentración de plantas procesadoras en la región ejerce una presión considerable sobre los recursos hídricos locales, haciendo indispensable la adopción de tecnologías de tratamiento de efluentes que sean efectivas y sostenibles. La falta de sistemas optimizados y adaptados a las características de estos vertidos industriales representa una brecha tecnológica y una oportunidad para desarrollar soluciones de ingeniería ambiental que permitan alinear el necesario desarrollo industrial con la impostergable protección del medio ambiente, asegurando así la sostenibilidad de la cuenca del río Chili y el bienestar de la comunidad.

### 1.2. Formulación del Problema

A partir de la realidad problemática descrita, el desafío central de la presente investigación se enfoca en la brecha tecnológica existente para el tratamiento eficiente e integral de los efluentes de la industria láctea. Si bien se han explorado diversas tecnologías avanzadas, como lo documentan las revisiones de Kaur (2021) y Das & Chen (2024), la aplicación de un único proceso de manera aislada suele ser insuficiente para remover la totalidad de los contaminantes presentes, que van desde sólidos y grasas en suspensión hasta materia orgánica disuelta y recalcitrante. Esta limitación ha motivado el estudio de sistemas combinados, donde la alta eficiencia de la secuencia electrocoagulación-Fenton ha sido documentada por investigadores como Kösem et al. (2024) y Hamrouni et al. (2024), quienes reportan una capacidad de remoción de carga orgánica notablemente superior a la de los métodos convencionales.

El problema fundamental, por lo tanto, no radica en la falta de tecnologías potencialmente efectivas, sino en la ausencia de un diseño de proceso optimizado que aproveche

la sinergia entre ellas de manera secuencial. La electrocoagulación, por un lado, es un método robusto para una etapa de pretratamiento, pero su efectividad disminuye frente a los compuestos orgánicos solubles. Por otro lado, la reacción Fenton es altamente eficaz para mineralizar dicha materia orgánica soluble, pero su rendimiento y viabilidad económica se ven comprometidos si se aplica directamente a un efluente crudo con alta turbidez y sólidos, como lo sugieren los trabajos de optimización de Trigueros et al. (2022) y Zakeri et al. (2021). De esta manera, la falta de un entendimiento claro y la cuantificación de las condiciones operativas óptimas para el acoplamiento de ambos procesos para un agua residual de tipo lácteo constituye el núcleo del problema a resolver.

## 1.3. Justificación e Importancia

### *1.3.1. Justificación Ambiental*

La presente investigación se justifica primordialmente por la necesidad urgente de desarrollar y validar soluciones tecnológicas que mitiguen el severo impacto ecológico de los efluentes de la industria láctea. Como ha sido documentado por autores como Kaur (2021) y Stasinakis et al. (2021), la descarga de estas aguas residuales sin un tratamiento adecuado contribuye directamente a la degradación de los cuerpos hídricos. Al proponer un tren de tratamiento de alta eficiencia, con remociones de DQO que, según trabajos de Kösem et al. (2024), pueden superar el 90%, el proyecto aborda de manera directa la causa de la contaminación, ayudando a preservar la biodiversidad acuática y la calidad del agua. Además, la posibilidad de que el efluente tratado pueda ser apto para reúso, una meta alcanzable según lo expuesto por Hamrouni et al. (2024), inscribe a esta investigación en un marco de economía circular, promoviendo un uso más sostenible de un recurso tan vital como el agua.

### *1.3.2. Justificación Social*

La relevancia social de este proyecto es innegable, ya que la protección de los recursos hídricos está directamente ligada a la salud pública y al bienestar de las comunidades. Al prevenir la contaminación descrita en estudios como el de Ghous (2023), se salvaguarda la calidad del agua que podría ser utilizada para consumo humano, agricultura o actividades recreativas aguas abajo de los puntos de descarga industrial. Un tratamiento eficaz y robusto de los efluentes industriales, por lo tanto, no solo es una responsabilidad corporativa, sino también una contribución directa a la calidad de vida de la población, asegurando que el desarrollo

industrial no se produzca a expensas de la salud ambiental y comunitaria en la región de Arequipa.

### *1.3.3. Justificación Económica*

Desde una perspectiva económica, el diseño de un proceso optimizado ofrece ventajas sustanciales. La investigación se alinea con los hallazgos de Trigueros et al. (2022) y Kösem et al. (2024), quienes han explorado la viabilidad económica de estos sistemas, destacando la importancia de optimizar parámetros para minimizar tanto el consumo energético como los costos operativos. Un tren de tratamiento más eficiente y compacto puede representar una alternativa más rentable a largo plazo para las industrias, en comparación con los grandes y a menudo costosos sistemas de tratamiento biológico. Adicionalmente, el cumplimiento de las normativas ambientales evita la imposición de sanciones económicas, y la posibilidad de reutilizar el agua tratada, como sugiere la investigación de **Hamrouni et al. (2024)**, puede generar ahorros significativos en los costos de producción.

### *1.3.4. Justificación Técnico-Científica*

El sustento técnico y científico de este trabajo radica en la oportunidad de generar conocimiento aplicado en el campo de la ingeniería ambiental. La investigación aborda una brecha específica en el tratamiento de efluentes lácteos mediante la optimización de un sistema combinado. El estudio no se limita a aplicar dos tecnologías conocidas, sino que busca determinar las condiciones operativas que maximizan el efecto sinérgico entre la electrocoagulación y la reacción Fenton, un concepto cuya importancia es resaltada en trabajos como los de Zakeri et al. (2021) y Mohmmad et al. (2023). Al utilizar metodologías de optimización de procesos, como las discutidas por Christensen et al. (2020) y Su et al. (2020), el proyecto generará datos empíricos valiosos sobre el rendimiento y la interacción de las variables. Estos resultados constituirán un aporte original y relevante para el diseño de tratamientos más eficientes para efluentes industriales complejos, contribuyendo al avance del conocimiento en esta área.

## 1.4. Objetivos de la Investigación

### *1.4.1. Objetivo General*

Evaluar el diseño de un tren de tratamiento a escala de laboratorio que combine secuencialmente la electrocoagulación y la reacción Fenton para la remoción eficiente de la carga orgánica de un agua residual sintética con características de la industria láctea.

### *1.4.2. Objetivos Específicos*

1. Caracterizar fisicoquímicamente el agua residual sintética, simulando las concentraciones de carga orgánica y contaminantes típicos de un efluente de la industria láctea para establecer la línea base del tratamiento.

2. Determinar las condiciones operativas óptimas del proceso de electrocoagulación como pretratamiento, evaluando variables como el Voltaje Aplicado y el tiempo de operación para maximizar la remoción de turbidez.

3. Determinar las condiciones operativas óptimas de la reacción Fenton como proceso de oxidación, analizando la influencia de la dosificación de los reactivos ($Fe^{2+}/H_2O_2$) sobre la remoción de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) a un pH controlado.

4. Evaluar la eficiencia global del tren de tratamiento diseñado, operando bajo las condiciones óptimas previamente determinadas, para validar su capacidad de remoción de la carga orgánica total y demostrar la sinergia procesal.

## 1.5. Hipótesis de la Investigación

La aplicación de un sistema de tratamiento que integra secuencialmente la electrocoagulación y la reacción Fenton logrará un porcentaje de remoción de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) en aguas residuales sintéticas de tipo lácteo que será estadísticamente superior al que se obtendría con cada proceso de forma independiente. Se postula que esta mayor eficiencia se deberá a un efecto sinérgico, en el cual la electrocoagulación actúa como un pretratamiento eficaz que acondiciona el efluente, potenciando así la capacidad oxidativa de la subsiguiente reacción Fenton sobre la materia orgánica disuelta.

# CAPÍTULO II

## 2. FUNDAMENTO TEÓRICO

### 2.1. Antecedentes de la Investigación

La búsqueda de soluciones eficientes para el tratamiento de efluentes industriales complejos representa uno de los campos más activos y desafiantes dentro de la ingeniería ambiental contemporánea. Como señalan revisiones recientes de Singh et al. (2023) y Kato & Kansha (2024), la variabilidad y la recalcitrancia de los contaminantes presentes en estas aguas residuales a menudo superan la capacidad de los tratamientos convencionales, haciendo indispensable la exploración de tecnologías avanzadas y, sobre todo, de sistemas integrados. En el caso particular de las aguas residuales lácteas, este desafío se magnifica debido a su elevada carga orgánica, un problema cuya dimensión ha sido ampliamente documentada por Kaur (2021), lo que ha impulsado la investigación hacia procesos más robustos y efectivos. En este escenario, la combinación de diferentes tecnologías en "trenes de tratamiento" ha surgido como la estrategia más prometedora para alcanzar una depuración integral.

Dentro de las múltiples combinaciones posibles, la secuencia que acopla la electrocoagulación (EC) con procesos de oxidación avanzada de tipo Fenton ha demostrado ser particularmente eficaz, consolidándose como un área de investigación de gran interés. Trabajos de vanguardia como los de Kösem et al. (2024) y Hamrouni et al. (2024), aunque enfocados en otros efluentes industriales complejos como lixiviados y residuos químicos, han sentado un precedente importante al reportar eficiencias de remoción de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) que consistentemente superan el 90%. Estos estudios han validado que la electrocoagulación funciona de manera óptima como una etapa de pretratamiento, eliminando la turbidez y los sólidos suspendidos, lo que acondiciona el efluente y potencia drásticamente la eficacia de la posterior etapa de oxidación Fenton sobre los contaminantes orgánicos disueltos. La pertinencia de aplicar estos procesos electroquímicos a los efluentes lácteos ha sido además respaldada por la revisión de Das & Chen (2024), que subraya el potencial de estas tecnologías para este sector específico.

La investigación más directamente relevante para este plan de tesis se ha centrado en la aplicación y optimización de este tren de tratamiento para efluentes lácteos. En un estudio fundamental, Zakeri et al. (2021) evaluaron la combinación de coagulación química con el proceso electro-Fenton, concluyendo que se trataba de un "proceso de combinación superior" y

desarrollando modelos para predecir su rendimiento con alta precisión. Este hallazgo sobre la sinergia y superioridad del tratamiento combinado es la piedra angular que justifica la presente investigación. De manera complementaria, la investigación de Trigueros et al. (2022) no solo corroboró la alta eficiencia del acoplamiento de electrocoagulación y foto-Fenton, sino que también introdujo un enfoque de optimización multicriterio para balancear la viabilidad ambiental con la económica, demostrando que es posible hallar condiciones operativas que maximicen la remoción de contaminantes a un costo competitivo. Más recientemente, el campo ha continuado su desarrollo con trabajos como el de Mohmmad et al. (2023), centrado específicamente en la tecnología electro-Fenton para aguas lácteas, y la propuesta de Azari et al. (2025) sobre métodos mejorados, lo que evidencia que la optimización de este tren de tratamiento es un tema vigente y con un margen considerable para la innovación y el aporte de nuevo conocimiento.

En el contexto nacional peruano, una revisión de la literatura científica revela una notable brecha en la investigación. No se identificaron estudios publicados que aborden de manera específica la aplicación de la electrocoagulación (EC) o el proceso Fenton para el tratamiento de los efluentes de alta carga orgánica característicos de la **industria láctea**.

Las investigaciones existentes en el país sobre tratamiento de aguas residuales se han enfocado en otros sectores industriales o en efluentes municipales. Por ejemplo, en Arequipa, Zapana et al. (2020) estudiaron el tratamiento de aguas residuales de curtiembres mediante sistemas híbridos, pero no en efluentes lácteos. De manera similar, otros estudios se han centrado en la evaluación de contaminantes, como la presencia de metales pesados (plomo y cadmio) en los sistemas de producción ganadera o la de productos farmacéuticos en aguas residuales municipales.

Un hallazgo relevante de estas investigaciones nacionales es la conclusión de Nieto-Juárez et al. (2021), quienes señalaron que los tratamientos convencionales en Perú no son suficientemente eficaces para la remoción de contaminantes emergentes. Esto subraya la necesidad de investigar e implementar procesos complementarios o avanzados, como los propuestos en esta tesis, para mejorar la calidad del agua tratada en el país.

En conjunto, estos antecedentes confirman que el tratamiento secuencial mediante electrocoagulación y un proceso Fenton no solo es técnicamente viable, sino que representa una de las estrategias más eficientes y prometedoras para la depuración de aguas residuales de la

industria láctea. Las investigaciones previas han establecido firmemente la alta capacidad de remoción del sistema, han validado la existencia de un efecto sinérgico entre las etapas y han subrayado la importancia crítica de la optimización de los parámetros operativos. Por lo tanto, estos trabajos proporcionan una base sólida y una clara justificación para llevar a cabo un estudio experimental enfocado en el diseño y la validación de este tren de tratamiento bajo condiciones controladas y optimizadas para un efluente lácteo sintético.

## 2.2. Bases Teóricas

### *2.2.1. Contaminación por Aguas Residuales Lácteas*

Las aguas residuales generadas por la industria láctea constituyen uno de los efluentes agroindustriales más complejos y contaminantes, representando un desafío significativo para la gestión ambiental. La revisión realizada por Kaur (2021) detalla que estos efluentes se originan principalmente durante las operaciones de procesamiento de productos, así como en las indispensables labores de limpieza y sanitización de equipos e instalaciones. Su composición, como explican también Flayyih & Ali (2022), se caracteriza por una carga orgánica excepcionalmente alta, que se manifiesta en valores elevados de Demanda Química de Oxígeno (DQO) y Demanda Biológica de Oxígeno (DBO). Esta carga proviene de la presencia de compuestos como lactosa, proteínas, grasas y sólidos suspendidos, a los que se suman los detergentes y agentes de limpieza utilizados en la planta.

El impacto ambiental derivado del vertido de estos efluentes sin un tratamiento riguroso es una preocupación central. Investigaciones como la de Stasinakis et al. (2021) y Ghous (2023) advierten que la alta concentración de materia orgánica y nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo, puede desencadenar procesos de eutrofización en los cuerpos de agua receptores. Este fenómeno provoca una disminución drástica del oxígeno disuelto, afectando negativamente la biodiversidad y alterando el equilibrio ecológico. La complejidad de esta matriz contaminante ha impulsado a la comunidad científica a investigar un amplio espectro de tecnologías de tratamiento, que van desde alternativas sostenibles como el uso de microalgas, según lo explorado por Singh et al. (2024), hasta la aplicación de procesos electroquímicos avanzados, como los revisados por Das & Chen (2024), con el fin de desarrollar soluciones cada vez más eficientes y robustas.

### *2.2.2. Panorama de las Tecnologías de Tratamiento Fisicoquímico*

Los tratamientos fisicoquímicos comprenden un conjunto de tecnologías de ingeniería ambiental que utilizan principios físicos y reacciones químicas para separar y transformar los contaminantes presentes en las aguas residuales. De acuerdo con revisiones como las de Tóth et al. (2022) y Wu et al. (2023), estos procesos son particularmente eficaces para la remoción de sólidos suspendidos, materia coloidal, metales pesados y compuestos orgánicos que son resistentes a la degradación biológica. La versatilidad de estos métodos permite su aplicación de forma individual o, más eficientemente, en sistemas secuenciales, una estrategia que, según Patel et al. (2021) y Aparicio et al. (2021), optimiza la remoción global de contaminantes y permite cumplir con normativas ambientales cada vez más exigentes, facilitando así la transición hacia una economía circular mediante el reúso del agua tratada. Dentro de este amplio espectro de tecnologías, la electrocoagulación y los procesos de oxidación avanzada destacan por su alta eficiencia y su capacidad para tratar efluentes industriales complejos.

#### *2.2.2.1.Electrocoagulación (EC) como Proceso de Tratamiento*

La electrocoagulación (EC) es una tecnología electroquímica que ha ganado un considerable interés por su versatilidad y su menor impacto ambiental en comparación con la coagulación química convencional. Tal como lo describen Shahedi et al. (2020) y Tahreen et al. (2020), el proceso se fundamenta en la generación *in situ* de agentes coagulantes mediante la disolución anódica de electrodos de sacrificio, comúnmente de hierro o aluminio. Estos coagulantes desestabilizan y aglomeran las partículas contaminantes, permitiendo su fácil remoción del agua. Entre las ventajas más notables de la EC, destacadas en trabajos como los de Das et al. (2022) y Boinpally et al. (2023), se encuentran su alta eficiencia en la remoción de una amplia gama de contaminantes, una menor producción de lodos y una simplicidad operativa. La efectividad del proceso depende críticamente de la optimización de parámetros clave como el pH del efluente, la densidad de corriente aplicada y el tiempo de operación. A pesar de sus beneficios, como advierten Shahedi et al. (2020), la tecnología aún enfrenta desafíos como la pasivación de los electrodos, lo que requiere una investigación continua para su implementación robusta a gran escala.

#### *2.2.2.2.Procesos de Oxidación Avanzada (POAs)*

Los Procesos de Oxidación Avanzada, comúnmente conocidos como POAs, constituyen una familia de tecnologías de tratamiento diseñadas para la degradación de contaminantes

orgánicos persistentes, tóxicos o no biodegradables. El principio fundamental de los POAs, según lo explican Mukherjee et al. (2023) y Kumari & Kumar (2023), es la generación de especies oxidantes extremadamente reactivas, principalmente el radical hidroxilo (•OH). Este radical posee un potencial de oxidación tan elevado que es capaz de mineralizar los compuestos orgánicos complejos, transformándolos en sustancias inocuas como dióxido de carbono, agua y sales minerales. El espectro de los POAs es amplio e incluye, entre otros, la ozonización, la fotocatálisis y los procesos de tipo Fenton, como lo detallan Priyadarshini et al. (2022). Una de las grandes ventajas de estas tecnologías, explorada por Ponnusami et al. (2023) y Manna & Sen (2022), es su capacidad para integrarse con otros tratamientos, como los biológicos o fisicoquímicos, para mejorar la tratabilidad del efluente y la eficiencia global del sistema.

#### *2.2.2.3.La Reacción Fenton*

Dentro de la categoría de los POAs, la reacción Fenton es uno de los procesos más estudiados y aplicados debido a su notable eficacia y relativa simplicidad. El proceso, en su forma clásica, se basa en la reacción catalítica entre iones ferrosos ($Fe^{2+}$) y peróxido de hidrógeno ($H_2O_2$) en un medio ácido, lo que genera una gran cantidad de radicales hidroxilos. Como describen Qi et al. (2023) y Xiao et al. (2024), estos radicales son los responsables de la oxidación no selectiva de una vasta gama de compuestos orgánicos recalcitrantes. La eficiencia del proceso Fenton es altamente dependiente de variables operativas, siendo el pH una de las más críticas, ya que el rendimiento óptimo se alcanza típicamente en un rango ácido, cercano a un pH de 3. Además de la reacción homogénea tradicional, existen variantes como los procesos foto-Fenton y electro-Fenton, que buscan mejorar la eficiencia y ampliar el rango de pH operativo. La capacidad de este método para degradar contaminantes persistentes como antibióticos y fenoles, según lo reportado por Jiang et al. (2022), lo convierte en una etapa de tratamiento de pulido ideal en trenes de tratamiento para efluentes industriales complejos.

La cinética de la reacción Fenton está gobernada por la generación eficiente del radical hidroxilo (•OH), el cual posee un potencial de oxidación extremadamente elevado para mineralizar compuestos orgánicos. No obstante, la dosificación de peróxido de hidrógeno ($H_2O_2$) no sigue una progresión lineal de eficiencia. Al superar la dosis estequiométrica ideal, el sistema entra en una fase de auto-inhibición conocida como efecto *scavenging* o secuestro de radicales.

En este estado, el exceso de **$H_2O_2$** residual actúa como un competidor de la materia orgánica, reaccionando con los radicales •OH ya formados para generar radicales hidroperoxilo ($HO_2$•). Esta reacción secundaria (Ecuación 3: $H_2O_2 + OH• \rightarrow HO_2• + H_2O$) es contraproducente, ya que el radical resultante tiene una capacidad oxidativa significativamente menor, lo que degrada la eficiencia global de depuración del sistema

El mecanismo fundamental (Ecuación 1) es la generación del radical hidroxilo:

$$Fe^{2+} + H_2O_2 \rightarrow Fe^{3+} + OH• + OH^-$$

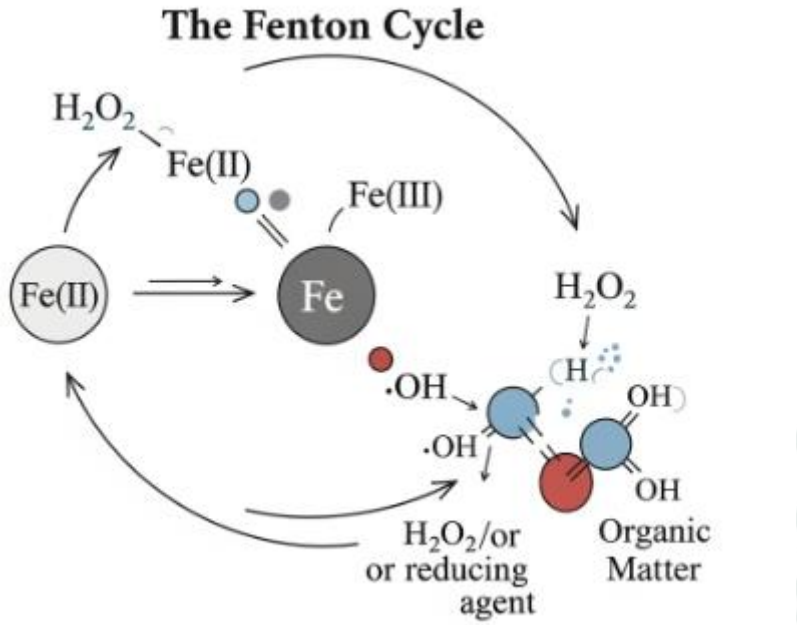
Una ventaja clave del proceso es la regeneración del catalizador (Ecuación 2), donde el ion férrico (Fe3+) resultante reacciona con más peróxido de hidrógeno para volver a formar Fe2+, permitiendo que el ciclo continúe:

$$Fe^{3+} + H_2O_2 \rightarrow Fe^{2+} + HO_2• + H^+$$

El ciclo catalítico completo y la acción oxidativa del radical hidroxilo sobre la materia orgánica (R-H) se ilustran en la Figura 1

**Figura 1**

*Mecanismo del ciclo catalítico de la Reacción Fenton para la degradación de materia orgánica (R-H).*




***Nota.*** Elaboración Propia.

La eficiencia del proceso Fenton es altamente dependiente de variables operativas. Como describen Qi et al. (2023), el pH es una de las más críticas, ya que el rendimiento óptimo se alcanza típicamente en un rango fuertemente ácido, cercano a un pH de 3. Fuera de este rango, la generación de radicales disminuye drásticamente, como se observa en la Figura 2.

Igual de importante es la dosificación de los reactivos. Como se demostró experimentalmente en esta investigación (ver Sección 4.3.3), un exceso de reactivos es contraproducente. Esto se debe al fenómeno de *scavenging* (secuestro de radicales), donde los mismos reactivos consumen los radicales hidroxilo (•OH) en reacciones parásitas (Ecuaciones 3 y 4), disminuyendo la eficiencia global:

- Exceso de H_2O_2:

$$H_2O_2 + OH\bullet \rightarrow HO_2\bullet + H_2O$$

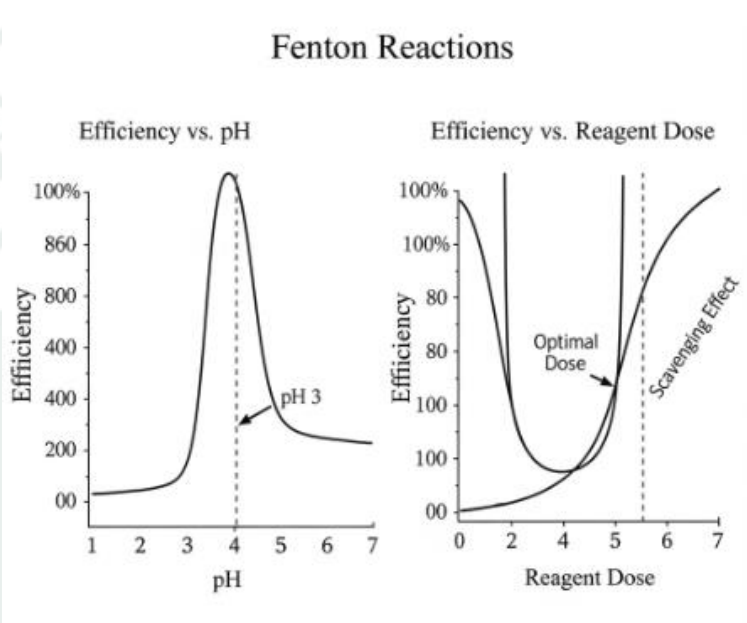
- Exceso de Fe2+:

$$Fe^{2+} + OH\bullet \rightarrow Fe^{3+} + OH^-$$

Esta dependencia de la concentración define una "ventana operativa óptima" que debe ser encontrada para maximizar la oxidación, tal como se ilustra en la **Figura 2**

**Figura 2**

*Diagrama conceptual del efecto de la dosificación de reactivos (efecto scavenging) y el pH en la eficiencia de la Reacción Fenton.*




***Nota.*** Elaboración Propia.

La capacidad de este método para degradar contaminantes persistentes como antibióticos y fenoles, lo convierte en una etapa de tratamiento de pulido ideal en trenes de tratamiento para efluentes industriales complejos.

### *2.2.3. Principios de Ingeniería para el Diseño del Sistema*

El diseño de soluciones efectivas para el tratamiento de aguas residuales industriales complejas no se basa únicamente en la selección de tecnologías individuales, sino en la comprensión de cómo estas pueden integrarse en sistemas robustos y optimizados. Los principios de la ingeniería de procesos, como la operación secuencial, la búsqueda de sinergia y la optimización de variables, son fundamentales para desarrollar un tratamiento que sea a la vez eficiente, económico y sostenible.

#### *2.2.3.1.Trenes de Tratamiento para Efluentes Complejos*

Un tren de tratamiento es un concepto de la ingeniería de procesos que se refiere a la implementación de múltiples tecnologías de depuración de manera secuencial. En lugar de depender de una única etapa, este enfoque integra diferentes unidades de proceso donde cada una cumple una función específica, preparando el efluente para la etapa subsiguiente. Como lo describen los trabajos de Tóth et al. (2022) y Aparicio et al. (2021), esta configuración permite abordar la heterogeneidad de los contaminantes presentes en efluentes industriales. En el caso de un sistema híbrido que combina electrocoagulación y reacción Fenton, la primera etapa está diseñada para remover la carga contaminante más gruesa, como los sólidos suspendidos y los coloides. Esta acción de pretratamiento, según lo validado en estudios como los de Kösem et al. (2024), es crucial porque clarifica el agua, permitiendo que la segunda etapa de oxidación avanzada actúe con una eficiencia mucho mayor sobre los compuestos orgánicos disueltos y recalcitrantes. La efectividad de esta estrategia secuencial, como lo señalan Patel et al. (2021), radica en que se maximiza el rendimiento global del sistema, logrando una calidad de agua final que sería difícil o muy costoso alcanzar con un solo proceso.

#### *2.2.3.2.Sinergia en Procesos Combinados*

El concepto de sinergia es fundamental para justificar el diseño de trenes de tratamiento y se refiere al fenómeno por el cual el efecto combinado de dos o más procesos es superior a la suma de sus efectos individuales. Como lo define la investigación farmacológica de Calzetta et al. (2024), un efecto sinérgico ocurre cuando los mecanismos de acción de diferentes agentes se complementan y potencian mutuamente. Extrapolando este principio al tratamiento de aguas residuales, la sinergia entre la electrocoagulación y la reacción Fenton se manifiesta en una eficiencia de remoción global que no podría ser predicha simplemente sumando los porcentajes de remoción de cada etapa por separado. El análisis de Duarte & Vale (2022) subraya la importancia de evaluar esta interacción para superar las limitaciones de los tratamientos individuales. En este sistema, la sinergia se produce porque la primera etapa no solo remueve una parte de los contaminantes, sino que transforma la matriz del agua, haciéndola más susceptible a la oxidación química en la segunda etapa, logrando así un resultado cualitativa y cuantitativamente superior.

#### *2.2.3.3.Optimización de Procesos*

La optimización de procesos es una disciplina de la ingeniería que busca identificar las condiciones operativas bajo las cuales un sistema alcanza su máximo rendimiento,

minimizando al mismo tiempo los recursos consumidos. Como lo explican Christensen et al. (2020) y Su et al. (2020), este objetivo se logra mediante la exploración sistemática de cómo las variables clave del proceso —tales como el pH, el tiempo de reacción, la temperatura o la concentración de reactivos— influyen en el resultado final. En el contexto de esta investigación, la optimización es crucial para encontrar el punto exacto de densidad de corriente en la electrocoagulación o la relación ideal de reactivos en la reacción Fenton donde se logra la máxima remoción de DQO con el menor consumo energético y de insumos químicos posibles. Las estrategias modernas, como lo describe el trabajo de Biegler (2024), a menudo emplean herramientas estadísticas y algoritmos para modelar el comportamiento del sistema. Como apunta Benvenga (2022), la optimización no solo tiene un fin técnico, sino que también contribuye directamente a la sostenibilidad económica y ambiental del tratamiento, haciéndolo más accesible y viable para su aplicación industrial.

#### *2.2.3.4.Diseño de Experimentos para la Optimización*

Dentro de la ingeniería de procesos, el Diseño de Experimentos (DoE) constituye el enfoque estadístico y sistemático para la planificación y análisis de pruebas experimentales. Esta metodología supera las limitaciones del enfoque tradicional de variar un factor a la vez, ya que permite evaluar simultáneamente el efecto de múltiples variables independientes sobre una respuesta de interés, así como las interacciones cruciales que existen entre ellas. Una de las aplicaciones más avanzadas del DoE es la Metodología de Superficie de Respuesta (RSM, por sus siglas en inglés), un conjunto de técnicas matemáticas y estadísticas utilizadas específicamente para modelar y optimizar procesos en los que la respuesta de interés está influenciada por diversas variables.

El objetivo de la RSM es encontrar la combinación de factores que resulta en un punto óptimo de operación, es decir, el máximo o mínimo valor de la variable de respuesta. Para lograrlo, se emplean diseños experimentales específicos que permiten ajustar modelos matemáticos, generalmente de segundo orden (cuadráticos). Entre estos, el Diseño Compuesto Central (DCC) es uno de los más robustos y utilizados. Su estructura factorial, axial y de puntos centrales permite una exploración eficiente del espacio experimental y la construcción de un modelo predictivo de alta calidad, capaz de describir la curvatura de la superficie de respuesta y, por tanto, de localizar con precisión el punto óptimo del proceso.

### *2.2.4. Parámetros de Monitoreo y Evaluación de Eficiencia*

La evaluación rigurosa del rendimiento de un tren de tratamiento requiere el monitoreo de un conjunto de parámetros fisicoquímicos que, en conjunto, ofrecen una visión integral tanto del estado del efluente como de la eficiencia de cada etapa del proceso. La selección de estos indicadores no solo permite cuantificar la remoción de contaminantes, sino también controlar las variables operativas que son críticas para el funcionamiento óptimo de las tecnologías aplicadas.

#### *2.2.4.1.Demanda Química de Oxígeno (DQO) y Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)*

La Demanda Química de Oxígeno (DQO) es el parámetro fundamental utilizado para cuantificar la carga total de materia orgánica oxidable en aguas residuales y, por consiguiente, es el principal indicador para evaluar la eficiencia de un proceso de tratamiento. Las aguas residuales lácteas se caracterizan por presentar valores particularmente elevados de DQO y también de Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), la cual mide la porción de materia orgánica que es susceptible a la degradación biológica. La remoción porcentual de la DQO es, por tanto, el indicador de rendimiento más importante en estudios que aplican tecnologías avanzadas como el tren de tratamiento EC-Fenton, donde se han reportado eficiencias superiores al 90%.

#### *2.2.4.2.Sólidos Suspendidos Totales (SST) y Turbidez*

Los Sólidos Suspendidos Totales (SST) representan la cantidad de partículas sólidas no disueltas presentes en el agua, siendo un componente característico de los efluentes lácteos (APHA et al., 2017), debido a la presencia de proteínas, grasas y coloides. La Turbidez, por su parte, es una medida óptica de la falta de transparencia del agua causada por estas partículas. Ambos parámetros son cruciales, especialmente para evaluar la eficacia de la primera etapa del tren de tratamiento. El proceso de electrocoagulación es particularmente eficiente en la desestabilización y remoción de sólidos suspendidos y materia coloidal, lo que resulta en una drástica reducción de la turbidez. El monitoreo de estos indicadores es, por tanto, esencial para confirmar el correcto funcionamiento de la etapa de pretratamiento.

#### *2.2.4.3.Potencial de Hidrógeno (pH) y Conductividad Eléctrica*

El potencial de Hidrógeno (pH) y la Conductividad Eléctrica no solo son características del efluente, sino también variables operativas de control críticas para los procesos electroquímicos. La eficiencia de la electrocoagulación está directamente influenciada por el

pH inicial y la conductividad de la solución, ya que esta última determina la facilidad con que fluye la corriente eléctrica en el sistema. De manera aún más crítica, la reacción Fenton es extremadamente sensible al pH, alcanzando su máxima capacidad de generación de radicales hidroxilos en un rango fuertemente ácido, típicamente alrededor de un pH de 3. Por lo tanto, la medición y el ajuste constante de estos parámetros son indispensables para asegurar que cada etapa del tratamiento opere bajo sus condiciones óptimas de rendimiento.

#### *2.2.4.4.Oxígeno Disuelto (OD)*

El Oxígeno Disuelto (OD) es un indicador fundamental de la salud de un ecosistema acuático. La descarga de efluentes con una alta carga orgánica, como los de la industria láctea, provoca un rápido consumo del OD en el cuerpo de agua receptor debido a la actividad microbiana que descompone la materia, pudiendo llevar a condiciones de hipoxia o anoxia. Medir el nivel de OD en el efluente después del tratamiento es, por consiguiente, una forma de evaluar la reducción de su impacto ambiental potencial. Un agua tratada con un nivel de OD cercano a la saturación indica que la mayor parte de la materia orgánica ha sido removida y que su vertido no causará un desequilibrio ecológico significativo, validando la efectividad del tratamiento.

## 2.3. Marco Normativo y Legal Aplicable

La pertinencia y necesidad de la presente investigación se fundamentan sólidamente en el marco legal ambiental de Perú. Este conjunto de normativas no solo establece las obligaciones de la industria en materia de gestión de efluentes, sino que también define los objetivos de calidad que el tren de tratamiento propuesto busca alcanzar para garantizar la protección de los recursos hídricos.

### Ley N° 28611: Ley General del Ambiente

Como pilar del ordenamiento jurídico ambiental del país, la Ley General del Ambiente establece los principios y normas básicas que rigen la protección del medio ambiente (Congreso de la República del Perú, 2005). Esta ley marco consagra principios fundamentales que justifican directamente esta investigación, como el Principio de Prevención, que prioriza la adopción de medidas para evitar la contaminación en su origen, y el Principio de Responsabilidad Ambiental, que dicta que los generadores de contaminación deben asumir los

costos de su manejo y mitigación. El diseño de una planta de tratamiento eficiente es la materialización de estos principios, proveyendo a la industria de una herramienta para cumplir con su responsabilidad ambiental.

**Ley N° 29338: Ley de Recursos Hídricos**

La normativa principal que rige la gestión del agua es la Ley N° 29338, Ley de Recursos Hídricos, cuyo objetivo es regular el uso y la protección sostenible de este recurso (Congreso de la República del Perú, 2009). Dentro de su articulado, destacan para esta investigación el Artículo 79°, que establece la prohibición de verter aguas residuales sin tratamiento previo y la obligatoriedad de obtener una autorización de la Autoridad Nacional del Agua (ANA), y el Artículo 81°, el cual asigna al titular de dicha autorización la total responsabilidad de operar su planta de tratamiento y asegurar el cumplimiento permanente de los Límites Máximos Permisibles.

**Decreto Supremo N° 003-2010-MINAM: Límites Máximos Permisibles (LMP)**

De manera más específica, la norma técnica que establece los parámetros de descarga es el Decreto Supremo N° 003-2010-MINAM, el cual aprueba los Límites Máximos Permisibles (LMP) para los efluentes de diversas industrias (Ministerio del Ambiente, 2010), incluyendo la láctea. Esta regulación es crucial, ya que define los valores concretos que el efluente tratado debe alcanzar para ser considerado apto para su descarga.

**Tabla 1**

*Límites Máximos Permisibles (LMP)*

| Parámetro | Unidad | Valor Límite (LMP) |
|---|---|---|
| **Demanda Química de Oxígeno (DQO)** | mg/L | 200 |
| **Demanda Bioquímica de Oxígeno ($DBO_5$)** | mg/L | 100 |
| **Sólidos Suspendidos Totales (SST)** | mg/L | 100 |
| **Aceites y Grasas** | mg/L | 20 |
| **Potencial de Hidrógeno (pH)** | Unidades de pH | 6.5 - 8.5 |

***Nota.*** Adaptado de Decreto Supremo N° 003-2010-MINAM, Límites Máximos Permisibles (LMP).

### Decreto Supremo N° 004-2017-MINAM: Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua

Finalmente, es importante considerar el Decreto Supremo N° 004-2017-MINAM, que aprueba los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua (Ministerio del Ambiente, 2017). A diferencia de los LMP que regulan el efluente, los ECA definen la calidad que debe mantener el cuerpo receptor, como un río o un lago. Para el río Chili en la zona de Arequipa, la norma establece la Categoría 3: Riego de vegetales y bebida de animales. Por lo tanto, el cumplimiento de los LMP por parte de la industria asegura que la descarga del efluente tratado no degrade la calidad del río por debajo de este estándar, protegiendo así sus usos posteriores y el ecosistema.

### Decreto Legislativo N° 1278: Ley de Gestión Integral de Residuos Sólidos

Esta ley añade una visión integral al proyecto, ya que el proceso de tratamiento generará un subproducto que debe ser gestionado: los lodos. La Ley de Gestión Integral de Residuos Sólidos (Ministerio del Ambiente, 2016), que regula el manejo de estos materiales, desde su generación hasta su disposición final. Los lodos producidos por la electrocoagulación y la reacción Fenton son considerados residuos sólidos, y esta ley establece la obligación de caracterizarlos y manejarlos de forma segura. Mencionar esta norma demuestra que el proyecto considera el ciclo completo del tratamiento, incluyendo la gestión responsable de los residuos generados.

# CAPÍTULO III

## 3. METODOLOGÍA

### 3.1. Tipo y Nivel de Investigación

La presente investigación se clasificó, por su finalidad, como un estudio de tipo aplicado. Su objetivo principal no fue la generación de teoría pura, sino la resolución de un problema práctico y específico del ámbito de la ingeniería ambiental: el tratamiento eficiente de las aguas residuales de la industria láctea. En cuanto a su profundidad, el estudio fue de nivel explicativo-causal, ya que buscó establecer y explicar las relaciones de causa y efecto entre las variables independientes del proceso y la variable dependiente. Finalmente, según la estrategia de obtención de datos, la investigación fue de carácter experimental, puesto que implicó la manipulación deliberada y controlada de las variables de estudio en un entorno de laboratorio para observar y medir con precisión sus efectos.

### 3.2. Diseño de la Investigación

La optimización de cada etapa se realizó mediante un Diseño Compuesto Central (DCC), como parte de la Metodología de Superficie de Respuesta (RSM). Este enfoque, validado en estudios de optimización (Trigueros et al., 2022; Zakeri et al., 2021), permitió modelar los efectos lineales, de interacción y cuadráticos de las variables. Cada DCC constó de 13 corridas experimentales aleatorizadas. El análisis de los datos, incluyendo el Análisis de Varianza (ANOVA) y la generación de superficies de respuesta para hallar las condiciones óptimas, se efectuó con el software Minitab.

### 3.3. Operacionalización de Variables

**Tabla 2**

*Operacionalización de Variables*

| Rol de la Variable | Variable | Definición Conceptual | Indicadores / Niveles | Instrumento |
|---|---|---|---|---|
| **Variable Dependiente Primaria** | Porcentaje de Remoción de DQO | Mide la eficiencia del sistema completo en la eliminación de materia orgánica oxidable. Es la principal variable de respuesta para la optimización del proceso Fenton y la validación final. | Unidad: % | Espectrofotómetro (método de digestión en viales) |
| **Variable Dependiente Secundaria** | Porcentaje de Remoción de Turbidez | Mide la eficiencia de la etapa de electrocoagulación en la clarificación del agua. Es la variable de respuesta para la optimización de la primera etapa del tratamiento. | Unidad: % | Turbidímetro (método nefelométrico) |
| **Variable Independiente (Etapa EC)** | A: Voltaje Aplicado | Diferencia de potencial eléctrico suministrada a los electrodos, que controla la tasa de generación de coagulante. | 3 Niveles: 10, 20, y 30 V | Fuente de Poder DC |
| **Variable Independiente (Etapa EC)** | B: Tiempo de Operación | Duración del proceso de electrocoagulación. | 3 Niveles: 20, 40, y 60 min | Cronómetro |
| **Variable Independiente (Etapa Fenton)** | C: Dosis de $H_2O_2$ | Concentración inicial del agente oxidante (peróxido de hidrógeno) en la segunda etapa del tratamiento. | 3 Niveles: 500, 1250, y 2000 mg/L | Material volumétrico de precisión |
| **Variable Independiente (Etapa Fenton)** | D: Dosis de $Fe^{2+}$ | Concentración inicial del catalizador (iones ferrosos) que activa la reacción Fenton. | 3 Niveles: 50, 100, y 150 mg/L | Material volumétrico de precisión |
| **Variable de Control** | Volumen de Muestra | Cantidad fija de agua residual utilizada en cada ensayo experimental para garantizar la comparabilidad. | Valor Fijo: 400 mL | Probeta graduada |
| **Variable de Control** | pH para Reacción Fenton | Valor de pH al que se ajusta el efluente pre-tratado para asegurar la máxima eficiencia en la generación de radicales hidroxilo. | Valor Fijo: 3.0 ± 0.1 | Medidor de pH calibrado |
| **Variable de Control** | Velocidad de Agitación | Agitación constante para garantizar la homogeneidad de la mezcla durante las reacciones. | Valor Fijo: 250 rpm | Agitador magnético |

***Nota.*** Se ha seleccionado la densidad de corriente y el tiempo como los factores clave para la electrocoagulación, y las dosis de los reactivos para la reacción Fenton, ya que la literatura los señala como los de mayor influencia en la eficiencia de cada proceso.

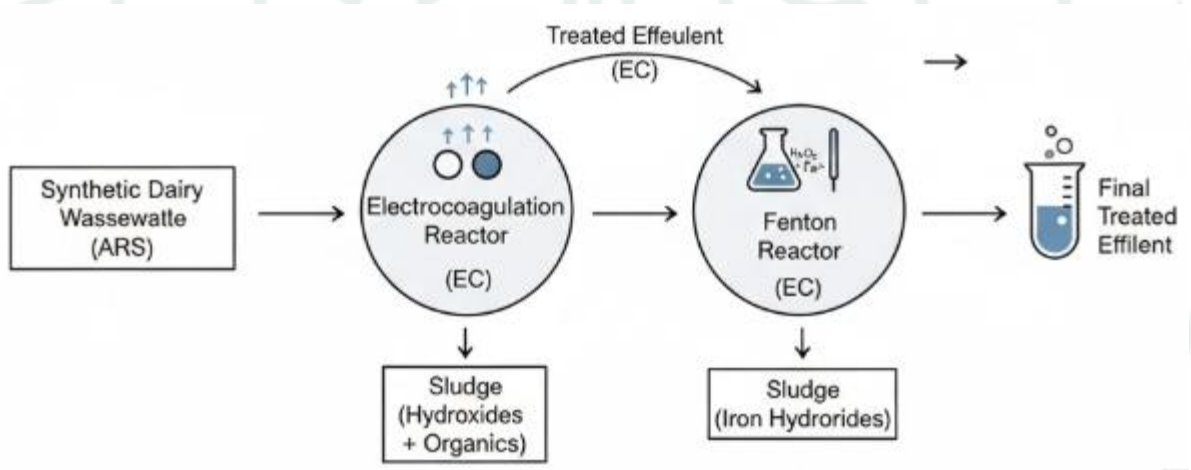
### 3.4. Procedimiento Experimental

El procedimiento experimental se ejecutó de manera sistemática a través de cuatro fases interconectadas. Cada fase estuvo diseñada para cumplir con uno de los objetivos específicos, asegurando que la recolección de datos fuera rigurosa y que los resultados fueran robustos y replicables. Antes de iniciar cualquier ensayo, todos los equipos de medición (medidor multiparamétrico, espectrofotómetro, turbidímetro) fueron calibrados siguiendo las especificaciones del fabricante para garantizar la precisión de los datos.

El tren de tratamiento secuencial se montó a escala de laboratorio utilizando dos reactores por lotes (batch) independientes. La primera unidad correspondió al reactor de electrocoagulación (EC) y la segunda al reactor Fenton. El efluente clarificado de la primera etapa sirvió como afluente para la segunda, como se ilustra en la Figura 3.

**Figura 3**

*Diagrama de flujo del sistema experimental EC-Fenton a escala laboratorio.*




***Nota.*** Elaboración Propia.

#### *3.4.1. Fase 1. Preparación y Caracterización del Agua Residual Sintética (Objetivo Específico 1)*

La elección del Agua Residual Sintética (ARS) como matriz de estudio responde a la imperativa necesidad de garantizar la estabilidad físico-química indispensable para la aplicación de la Metodología de Superficie de Respuesta (RSM). Los efluentes lácteos reales poseen una naturaleza altamente biodegradable, lo que provoca que parámetros críticos como la **DQO** fluctúen de forma impredecible en pocas horas debido a la

fermentación de la lactosa y la degradación de proteínas. Esta inestabilidad introduciría un 'ruido estadístico' significativo, impidiendo discernir si los cambios en la eficiencia de remoción se deben a la manipulación de las variables operativas o a la alteración biológica de la muestra. Al emplear una matriz estandarizada basada en leche en polvo descremada, se fijó una línea base de $1990.0 +- 51. mg/L de **DQO**, lo que permitió que la optimización detectada por el modelo matemático fuera estrictamente atribuible al diseño de ingeniería.

1. **Metodología de Preparación del Agua Residual Sintética (ARS):** Para asegurar la reproducibilidad, se preparó un ARS siguiendo el procedimiento referenciado por Zakeri et al. (2021). Este método utilizó leche en polvo descremada disuelta en agua destilada, ya que era una forma validada por la literatura para simular la compleja matriz orgánica (proteínas, lactosa, grasas) de un efluente lácteo. El objetivo fue alcanzar una Demanda Química de Oxígeno (DQO) inicial de aproximadamente 2000 mg/L, valor que representaba un efluente de alta carga orgánica y, por tanto, un desafío de tratamiento realista.

2. **Calibración Experimental para la DQO:** Fue indispensable realizar una calibración previa para determinar con exactitud la relación entre la masa de leche en polvo añadida (g/L) y la DQO resultante (mg/L). Esta etapa fue crítica porque dicha relación podía variar según la marca o el lote del producto comercial. Para ello, se preparó una serie de soluciones patrón (0.8, 1.2, 1.6 y 2.0 g/L), se midió su DQO por triplicado y se ajustaron los datos a una regresión lineal. La ecuación de esta recta ($y = mx + b$) permitió calcular con precisión la masa de leche en polvo necesaria para alcanzar la DQO objetivo.

3. **Preparación del Lote Maestro:** Utilizando la ecuación de calibración, se preparó un único lote maestro de 5 litros. El propósito de usar un lote maestro fue garantizar que cada una de las corridas experimentales (las de optimización y las de validación) partiera exactamente de la misma agua residual. Esto eliminó la variabilidad entre ensayos y fue fundamental para la validez del análisis estadístico posterior.

4. **Caracterización de la Línea Base:** Una vez preparado y homogeneizado el lote maestro, se realizó una caracterización fisicoquímica completa por triplicado. Esta "fotografía" inicial del agua fue la referencia contra la cual se mediría la eficiencia de todo el tratamiento. Se midieron los siguientes parámetros clave:

- **Demanda Química de Oxígeno (DQO):** Se midió siguiendo el método espectrofotométrico de digestión en viales de reflujo cerrado (Método SM 5220 D del APHA) (APHA et al., 2017). El procedimiento consistió en tomar un volumen preciso de muestra (y/o sus diluciones) y añadirlo a los viales de digestión comercial (rango alto). Estos viales se calentaron en un termorreactor a 150 °C durante 120 minutos. Una vez transcurrido el tiempo, se dejaron enfriar a temperatura ambiente y, finalmente, se leyó la concentración directamente en un espectrofotómetro calibrado para este método.

- **Turbidez y Sólidos Suspendidos Totales (SST):** La turbidez se midió aplicando el método nefelométrico (Método SM 2130 B) (APHA et al., 2017) con un turbidímetro Hanna Instruments HI93703 (Anexo 4). Previo a las lecturas, el equipo se calibró utilizando los estándares de formazina provistos por el fabricante. Para cada medición, la muestra se homogeneizó por agitación suave e introdujo en la cubeta de medición, asegurando que estuviera limpia y sin burbujas antes de insertarla en el equipo. Los SST se determinaron por el método gravimétrico estándar (Método SM 2540 D) (APHA et al., 2017). Este método involucró la filtración de un volumen conocido de muestra (50 mL) a través de un papel filtro fino, el cual había sido previamente secado y pesado (peso inicial). El filtro con el residuo retenido se secó en una estufa a 103-105 °C durante al menos una hora, se enfrió en un desecador y se volvió a pesar (peso final). La diferencia de peso permitió calcular la concentración en mg/L.

- **Potencial de Hidrógeno (pH) y Conductividad Eléctrica:** Se midieron directamente en la muestra utilizando un medidor multiparamétrico Hanna HI 9829 (Anexo 5). Las sondas del equipo, previamente calibradas (el pH con soluciones buffer 4.01, 7.01 y 10.01; y la CE con su estándar correspondiente), se sumergieron en un vaso de precipitados que contenía la muestra, bajo agitación magnética suave para garantizar la homogeneidad y una lectura estable.

- **Oxígeno Disuelto (OD):** Fue medido simultáneamente con el pH y la CE, utilizando la sonda óptica (LDO) del mismo medidor multiparamétrico Hanna HI 9829 (Anexo 5). La sonda se sumergió en la muestra y se esperó a que la lectura se estabilizara antes de registrar el valor.

### *3.4.2. Fase 2: Optimización del Proceso de Electrocoagulación (EC) (Objetivo Específico 2)*

El propósito central de esta fase fue determinar de manera rigurosa las condiciones operativas que maximizaban la eficiencia de la electrocoagulación como etapa de pretratamiento. Como señalan Zakeri et al. (2021), una etapa de pretratamiento eficaz mejora de manera significativa la posterior oxidación avanzada, por lo que resultaba esencial optimizarla. Para ello, se empleó el Diseño Compuesto Central (DCC), una metodología estadística que permitió modelar la curvatura de la respuesta y localizar el punto óptimo con mayor precisión que los diseños factoriales simples.

**1. Diseño Experimental y Niveles de los Factores**

Se ejecutó un DCC para los dos factores operativos que la literatura identificaba como los de mayor influencia en este proceso: el Voltaje Aplicado y el Tiempo de Operación.

**Voltaje Aplicado** y el **Tiempo de Operación**.

- **$X_1$: Voltaje Aplicado (V):** Este factor controló la fuerza electromotriz del sistema, influyendo directamente en la velocidad de disolución anódica y la tasa de generación de coagulante.
- **$X_2$: Tiempo de Operación (t, min): Definió** la duración del tratamiento y, en consecuencia, la dosis total de coagulante generado. Los rangos y niveles se definieron con base en la literatura para explorar un espacio experimental amplio, tal como recomendaron Shahedi et al. (2020).

Los rangos y niveles se definieron con base en la literatura para explorar un espacio experimental amplio, tal como recomiendan Shahedi et al. (2020).

**2. Matriz Experimental para Minitab**

Para la ejecución y análisis, se utilizó la siguiente matriz de 13 corridas. Minitab generó un orden de ejecución aleatorio para evitar sesgos sistemáticos.

**Tabla 3**

*Matriz del Diseño Compuesto Central para la Optimización de la EC*

| Corrida Estándar | Tipo de Punto | Nivel Codificado ($X_1$: Voltaje) | Nivel Codificado ($X_2$: Tiempo) | Voltaje Aplicado (V) | Tiempo de Operación (min) |
|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Factorial | -1 | -1 | 10.0 | 20.0 |
| 2 | Factorial | +1 | -1 | 30.0 | 20.0 |
| 3 | Factorial | -1 | +1 | 10.0 | 60.0 |
| 4 | Factorial | +1 | +1 | 30.0 | 60.0 |
| 5 | Axial | -α | 0 | 5.9 | 40.0 |
| 6 | Axial | +α | 0 | 34.1 | 40.0 |
| 7 | Axial | 0 | -α | 20.0 | 11.7 |
| 8 | Axial | 0 | +α | 20.0 | 68.3 |
| 9 | Central | 0 | 0 | 20.0 | 40.0 |
| 10 | Central | 0 | 0 | 20.0 | 40.0 |
| 11 | Central | 0 | 0 | 20.0 | 40.0 |
| 12 | Central | 0 | 0 | 20.0 | 40.0 |
| 13 | Central | 0 | 0 | 20.0 | 40.0 |

## 3. Procedimiento Experimental Detallado

Cada una de las 13 corridas se ejecutó siguiendo estrictamente este protocolo:

- **Preparación del Reactor:** Se utilizó un reactor de vidrio de 600 mL, al cual se le añadieron 400 mL del Agua Residual Sintética (ARS) del lote maestro.
- **Montaje de Electrodos:** Se instaló un par de electrodos de aluminio de área superficial conocida, previamente lijados y enjuagados para remover la capa de óxido pasivante, una práctica recomendada para garantizar condiciones de superficie constantes en cada ensayo.
- **Configuración del Ensayo:** El reactor se colocó sobre un agitador magnético (250 rpm) y se conectaron los electrodos a una fuente de poder de corriente continua (DC).
- **Ejecución y Sedimentación:** Se ajustó la fuente de poder al Voltaje Aplicado (V) y se operó durante el Tiempo de Operación (min) especificado en la matriz. Transcurrido el

tiempo, se detuvo la corriente y la agitación, permitiendo la sedimentación de los flóculos durante 30 minutos.

- **Toma de Muestra:** Con cuidado para no perturbar el sedimento, se **extrajo** una muestra del sobrenadante clarificado para su análisis.

**4. Variable de Respuesta y Análisis Estadístico**

La variable de respuesta fue el porcentaje de remoción de turbidez. Los datos se analizaron en Minitab® mediante un Análisis de Varianza (ANOVA) ($\alpha = 0.05$) para ajustar un modelo polinomial de segundo orden. Este tipo de análisis estadístico fue fundamental en la optimización de procesos para determinar la significancia de cada factor y sus interacciones, tal como lo aplicaron Trigueros et al. (2022) en un estudio similar. Finalmente, se generaron gráficos de superficie de respuesta para visualizar el comportamiento del sistema e identificar la región operativa que maximizaba la remoción, definiendo así las condiciones óptimas para el pretratamiento.

### *3.4.3. Fase 3: Optimización de la Reacción Fenton (Objetivo Específico 3)*

El objetivo de esta fase fue determinar las condiciones operativas óptimas para el proceso de oxidación avanzada Fenton, maximizando la degradación de la materia orgánica disuelta. Como enfatizaron Zakeri et al. (2021), el ajuste preciso de las condiciones operativas en esta etapa era indispensable para garantizar un rendimiento eficiente. La eficiencia dependía críticamente de la dosificación de los reactivos que generaban los radicales hidroxilo (•OH), los agentes oxidantes responsables de la mineralización de los contaminantes. Para encontrar las dosis ideales, se aplicó el Diseño Compuesto Central (DCC).

**1. Diseño Experimental y Niveles de los Factores**

Se ejecutó un DCC para los dos factores que, según Qi et al. (2023), más influían en la eficiencia de la reacción Fenton:

- **$X_3$: Dosis de $H_2O_2$ (mg/L):** Concentración del agente oxidante.
- **$X_4$: Dosis de $Fe^{2+}$ (mg/L):** Concentración del catalizador. Los rangos experimentales se definieron a partir de la literatura para asegurar una exploración completa del espacio de diseño.

## 2. Matriz Experimental para Minitab

La siguiente matriz de 13 corridas mostró los valores para configurar los experimentos y analizarlos en Minitab.

**Tabla 4**

*Matriz del Diseño Compuesto Central para la Optimización de la Reacción Fenton*

| Corrida Estándar | Tipo de Punto | Nivel Codificado ($X_3$: $H_2O_2$) | Nivel Codificado ($X_4$: $Fe^{2+}$) | Dosis $H_2O_2$ (mg/L) | Dosis $Fe^{2+}$ (mg/L) |
|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Factorial | -1 | -1 | 500 | 50 |
| 2 | Factorial | +1 | -1 | 2000 | 50 |
| 3 | Factorial | -1 | +1 | 500 | 150 |
| 4 | Factorial | +1 | +1 | 2000 | 150 |
| 5 | Axial | -α | 0 | 190 | 100 |
| 6 | Axial | +α | 0 | 2310 | 100 |
| 7 | Axial | 0 | -α | 1250 | 29 |
| 8 | Axial | 0 | +α | 1250 | 171 |
| 9 | Central | 0 | 0 | 1250 | 100 |
| 10 | Central | 0 | 0 | 1250 | 100 |
| 11 | Central | 0 | 0 | 1250 | 100 |
| 12 | Central | 0 | 0 | 1250 | 100 |
| 13 | Central | 0 | 0 | 1250 | 100 |

**3. Procedimiento Experimental Detallado**

Cada una de las 13 corridas se **ejecutó** sobre 400 mL del Agua Residual Sintética (ARS) proveniente del lote maestro, para evaluar el proceso Fenton de manera independiente.

- **Ajuste de pH:** El efluente se transfirió a un reactor de vidrio. Bajo agitación constante (250 rpm), se ajustó el pH al valor objetivo de 3.0 ± 0.1. Qi et al. (2023) subrayaron que este rango de pH es fundamental para favorecer la máxima formación de radicales hidroxilo. Para ello, se añadió gota a gota una solución diluida de ácido clorhídrico (HCl).

- **Adición de Catalizador y Oxidante:** Se añadió la Dosis de $Fe^{2+}$ y, seguidamente, la Dosis de $H_2O_2$ especificadas en la matriz experimental, poniendo en marcha el cronómetro. El sistema se mantuvo en reacción durante un tiempo fijo de 60 minutos.

- **Neutralización y Precipitación:** Transcurrido el tiempo, se **detuvo** la reacción elevando el pH a un valor cercano a 7.0 con una solución alcalina (ej. lechada de cal). Este paso detuvo la reacción y precipitó el hierro residual como hidróxido férrico.

- **Sedimentación y Muestreo:** Se detuvo la agitación y se dejó sedimentar el precipitado durante 30 minutos para luego tomar una muestra del sobrenadante.

**4. Variable de Respuesta y Análisis Estadístico**

La variable de respuesta principal fue el porcentaje de remoción de la Demanda Química de Oxígeno (DQO). Los resultados se analizaron en Minitab® mediante un Análisis de Varianza (ANOVA) ($\alpha = 0.05$) para ajustar un modelo cuadrático. Se evaluó la significancia de los coeficientes del modelo y, al igual que en la fase anterior, se generaron gráficos de superficie de respuesta para identificar la combinación de dosis de $H_2O_2$ y $Fe^{2+}$ que maximizaba la remoción de DQO, definiendo así las condiciones óptimas para la etapa de oxidación.

### *3.4.4. Fase 4: Evaluación y Validación del Tren de Tratamiento Integrado (Objetivo Específico 4)*

El propósito de esta fase culminante fue validar experimentalmente la eficiencia global del sistema de tratamiento secuencial. Como destacaron Kösem et al. (2024), la validación bajo condiciones óptimas constituyó un paso indispensable para garantizar la aplicabilidad de los resultados y confirmar el potencial del sistema. Esta etapa permitió comprobar la

reproducibilidad del tratamiento, cuantificar la sinergia entre los procesos y, en última instancia, contrastar la hipótesis de la investigación.

1. **Pruebas de Validación**

Se **ejecutó** el tren de tratamiento completo por triplicado (n=3) para garantizar la robustez estadística de los resultados. Cada réplica **consistió** en el tratamiento de 400 mL de Agua Residual Sintética (ARS), siguiendo este procedimiento secuencial:

- **Etapa de Pretratamiento (EC):** La muestra de ARS fue tratada primero mediante electrocoagulación, aplicando estrictamente las condiciones óptimas de Voltaje y Tiempo encontradas en la Fase 2.

- **Etapa de Oxidación (Fenton):** El efluente clarificado fue transferido a un nuevo reactor para ser sometido al proceso Fenton, siguiendo el protocolo validado por la literatura (Qi et al., 2023): ajuste de pH a 3.0, adición de las dosis óptimas de $H_2O_2$ y $Fe^{2+}$ encontradas en la Fase 3, reacción por 60 minutos, y finalmente, neutralización y sedimentación.

2. **Análisis de Rendimiento Global**

Para cada una de las tres réplicas, se **tomó** una muestra del efluente final tratado y se **realizó** una caracterización fisicoquímica completa. Este análisis integral **fue** fundamental para describir el efecto global del sistema, en concordancia con lo señalado por Zakeri et al. (2021)

- **Cálculo de Eficiencia Global:** El indicador principal del éxito del sistema **fue** el porcentaje de remoción global de DQO, calculado comparando la DQO inicial del ARS (medida en la Fase 1) con la DQO final del efluente tratado. Se **utilizó** la siguiente fórmula:

$$\%\,\text{Remoción DQO} = \frac{\text{DQO}_{inicial} - \text{DQO}_{final}}{\text{DQO}_{inicial}} \times 100$$

- **Análisis Estadístico:** Los resultados de las tres réplicas se **presentaron** como el promedio ± la desviación estándar para evaluar la consistencia del rendimiento. Se **aplicó** un Análisis de Varianza (ANOVA) para confirmar que no **existían** diferencias significativas entre las réplicas, validando así la reproducibilidad del método. Finalmente, se **compararon** los valores promedio del efluente final con los Límites Máximos Permisibles (LMP) de la normativa peruana para evaluar la eficacia del tratamiento desde una perspectiva regulatoria.

# CAPÍTULO IV

## 4. RESULTADOS

En este capítulo se presentan los hallazgos experimentales obtenidos durante la ejecución de la investigación, organizados en función de cada uno de los objetivos específicos planteados. Se detalla la caracterización del agua residual, la optimización de cada etapa del tratamiento y la evaluación final del sistema integrado.

### 4.1. Resultado del Objetivo Específico 1: Caracterización del Agua Residual Sintética

El primer objetivo de la investigación fue caracterizar fisicoquímicamente el agua residual sintética (ARS) para establecer una línea base estandarizada y reproducible. Para lograrlo, primero se realizó una calibración para determinar la concentración de leche en polvo necesaria para simular un efluente lácteo de alta carga orgánica. Los resultados de la medición de Demanda Química de Oxígeno (DQO) para distintas concentraciones de leche en polvo se presentan en la Tabla 5.

**Tabla 5**

*Resultados de la Medición de DQO para la Curva de Calibración*

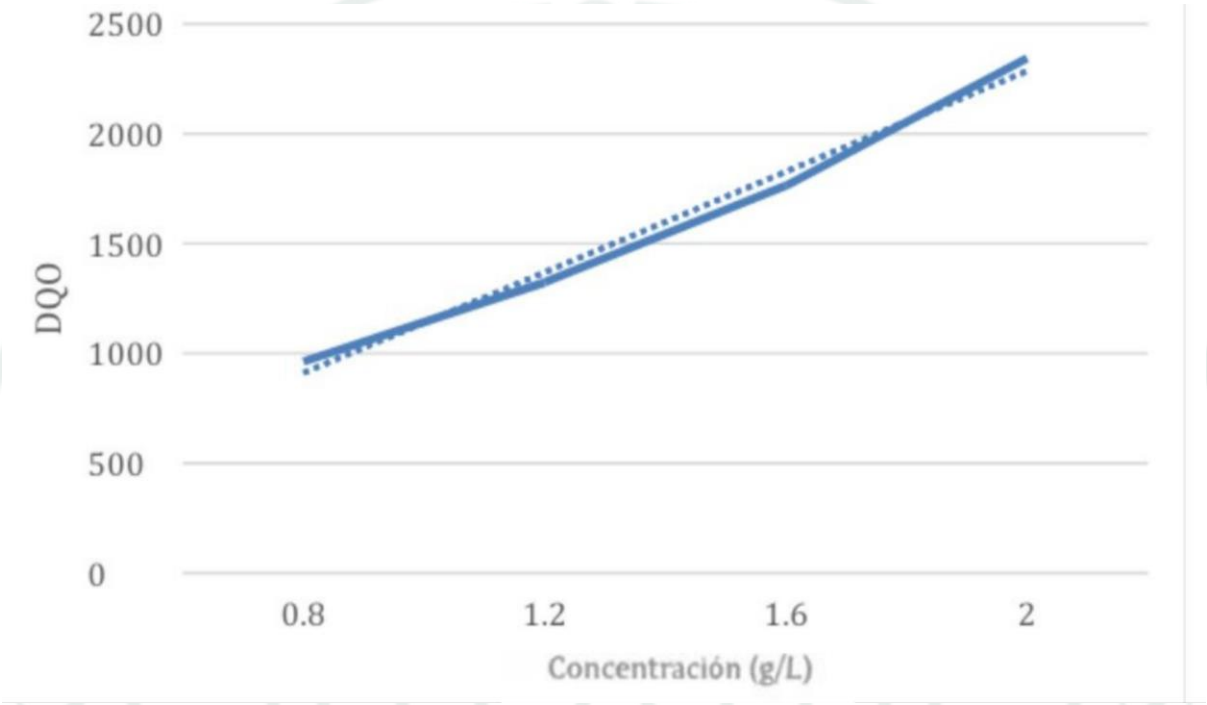
| Concentración de Leche (g/L) | Réplica | DQO (mg/L) |
|---|---|---|
| 0.8 | 1 | 945 |
| 0.8 | 2 | 980 |
| 0.8 | 3 | 964 |
| 1.2 | 1 | 1300 |
| 1.2 | 2 | 1350 |
| 1.2 | 3 | 1320 |
| 1.6 | 1 | 1740 |
| 1.6 | 2 | 1785 |
| 1.6 | 3 | 1765 |
| 2.0 | 1 | 2320 |
| 2.0 | 2 | 2370 |
| 2.0 | 3 | 2340 |

***Nota.*** Datos obtenidos experimentalmente en laboratorio.

A partir de los valores promedio de DQO para cada concentración, se construyó un modelo de regresión lineal para establecer la relación matemática entre ambas variables, como se muestra en la Figura 1.

**Figura 4**

*Regresión Lineal para la DQO en Función de la Concentración de Leche en Polvo*




***Nota.*** El gráfico de dispersión se construyó con los valores promedio de DQO. La ecuación de la recta y el coeficiente de determinación ($R^2$) fueron calculados mediante análisis de regresión.

El modelo de regresión lineal presentó un coeficiente de determinación de 0.9885, lo que indica una fuerte correlación positiva y demuestra que el modelo es altamente fiable para predecir la DQO a partir de la concentración de leche en polvo. Utilizando la ecuación generada por el modelo, DQO (mg/L) = 458.09 * [Concentración Leche (g/L)] + 453, se determinó que se requería una concentración de 1.68 g/L de leche en polvo para alcanzar la DQO objetivo de 2000 mg/L. Con esta dosificación, se preparó un lote maestro único para todos los ensayos posteriores, y su caracterización fisicoquímica, que constituye la línea base del tratamiento, se detalla en la Tabla 6.

**Tabla 6**

*Caracterización Fisicoquímica del Agua Residual Sintética (Línea Base)*

| Parámetro | Unidades | Valor Promedio ± Desv. Est. |
|---|---|---|
| Demanda Química de Oxígeno (DQO) | mg/L | 1990.0 ± 51.3 |
| Turbidez | NTU | 1640.0 ± 58.0 |
| Sólidos Suspendidos Totales (SST) | mg/L | 1150.0 ± 45.8 |
| Potencial de Hidrógeno (pH) | - | 6.78 ± 0.13 |
| Conductividad Eléctrica | µS/cm | 1875.0 ± 61.2 |
| Oxígeno Disuelto (OD) | mg/L | 0.29 ± 0.10 |

***Nota.*** Valores obtenidos del análisis por triplicado del lote maestro de ARS preparado a una concentración de 1.68 g/L.

La caracterización del agua residual sintética es un resultado metodológico fundamental, ya que valida la creación de un efluente estandarizado y representativo de una descarga industrial láctea de alta carga contaminante. El valor de DQO inicial, cercano a los 2000 mg/L, confirma que se está partiendo de un escenario de tratamiento exigente, superando en diez veces el Límite Máximo Permisible (LMP) de 200 mg/L establecido en la normativa peruana. Más importante aún, los elevados valores de Turbidez y Sólidos Suspendidos Totales justifican plenamente la selección de la electrocoagulación como primera etapa del tren de tratamiento, ya que este proceso es específicamente eficaz para remover la materia coloidal y suspendida que causa dicha turbidez. Finalmente, el nivel extremadamente bajo de Oxígeno Disuelto (0.29 mg/L) evidencia el carácter anóxico del efluente, subrayando el severo impacto ecológico que tendría su descarga directa y la pertinencia de desarrollar un sistema de tratamiento robusto para mitigar este riesgo.

## 4.2. Resultado del Objetivo Específico 2: Optimización del Proceso de Electrocoagulación (EC)

El segundo objetivo de la investigación fue determinar las condiciones operativas óptimas de Voltaje Aplicado y Tiempo de Operación para maximizar la remoción de turbidez en la etapa de pretratamiento por electrocoagulación. Para ello, se ejecutó un Diseño Compuesto Central (DCC) con 13 corridas experimentales.

### *4.2.1. Matriz del Diseño Experimental y Resultados Obtenidos*

La matriz del DCC, con sus puntos factoriales, axiales y centrales, se ejecutó en orden aleatorio. Para cada una de las 13 combinaciones, se midió la turbidez final del agua tratada y se calculó el porcentaje de remoción con respecto a la turbidez inicial de la línea base (1640 NTU).

**Tabla 7**

*Matriz del Diseño Compuesto Central con Resultados para la Remoción de Turbidez*

| Corrida | Tipo de Punto | Voltaje (V) | Tiempo (min) | Turbidez Final (NTU) | Remoción de Turbidez (%) |
|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Factorial | 10.0 | 20.0 | 407.1 | 75.4 |
| 2 | Factorial | 30.0 | 20.0 | 180.4 | 89.1 |
| 3 | Factorial | 10.0 | 60.0 | 238.3 | 85.6 |
| 4 | Factorial | 30.0 | 60.0 | 46.3 | 97.2 |
| 5 | Axial | 5.9 | 40.0 | 475.0 | 71.3 |
| 6 | Axial | 34.1 | 40.0 | 69.5 | 95.8 |
| 7 | Axial | 20.0 | 11.7 | 327.7 | 80.2 |
| 8 | Axial | 20.0 | 68.3 | 91.0 | 94.5 |
| 9 | Central | 20.0 | 40.0 | 124.1 | 92.5 |
| 10 | Central | 20.0 | 40.0 | 114.2 | 93.1 |
| 11 | Central | 20.0 | 40.0 | 129.1 | 92.2 |
| 12 | Central | 20.0 | 40.0 | 107.6 | 93.5 |
| 13 | Central | 20.0 | 40.0 | 119.2 | 92.8 |

***Nota.*** La remoción fue calculada a partir del valor de turbidez inicial del lote maestro (1640 NTU).

### *4.2.2. Análisis de Varianza (ANOVA) y Ajuste del Modelo Matemático*

Para evaluar la significancia estadística del modelo y de cada uno de sus términos (lineales, cuadráticos y de interacción), se realizó un Análisis de Varianza (ANOVA), cuyos resultados se resumen en la Tabla 8.

El análisis estadístico se realizó considerando un nivel de confianza del 95%, por lo que se utilizó un valor de significancia (\alpha) o valor-p de 0.05. Aquellos términos cuyo valor p calculado resultó menor a 0.05 se consideraron estadísticamente significativos

**Tabla 8**

*Análisis de Varianza (ANOVA) para el Modelo de Remoción de Turbidez*

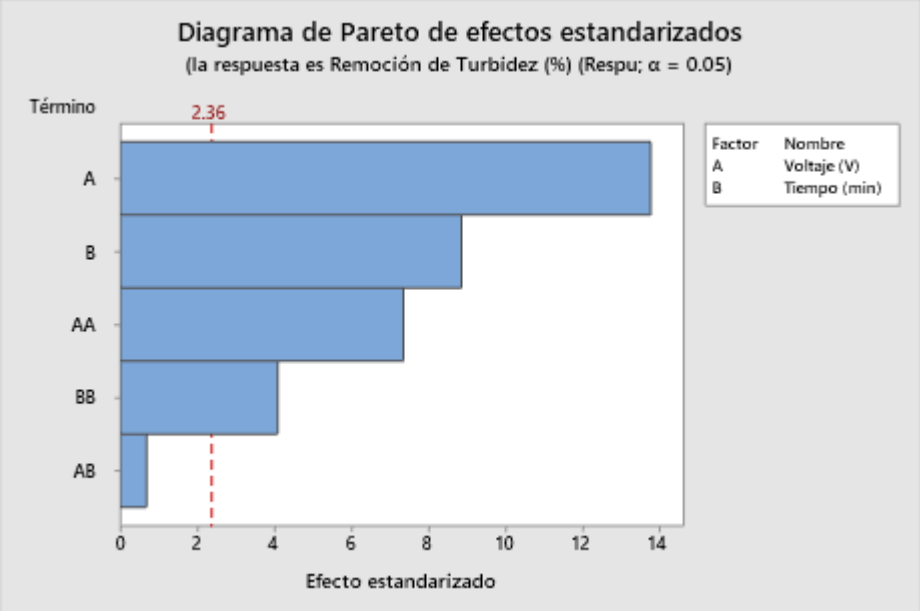
| **Fuente** | **GL** | **SC Ajust.** | **MC Ajust.** | **Valor F** | **Valor p** |
|---|---|---|---|---|---|
| Modelo | 5 | 787.342 | 157.468 | 66.69 | 0.000 |
| Lineal | 2 | 634.524 | 317.262 | 134.37 | 0.000 |
| Voltaje (V) | 1 | 449.014 | 449.014 | 190.17 | 0.000 |
| Tiempo (min) | 1 | 185.510 | 185.510 | 78.57 | 0.000 |
| Cuadrado | 2 | 151.715 | 75.857 | 32.13 | 0.000 |
| Voltaje (V)*Voltaje (V) | 1 | 127.995 | 127.995 | 54.21 | 0.000 |
| Tiempo (min)*Tiempo (min) | 1 | 39.585 | 39.585 | 16.77 | 0.005 |
| Interacción de 2 factores | 1 | 1.102 | 1.102 | 0.47 | 0.516 |
| Voltaje (V)*Tiempo (min) | 1 | 1.102 | 1.102 | 0.47 | 0.516 |
| Error | 7 | 16.528 | 2.361 | | |
| Falta de ajuste | 3 | 15.500 | 5.167 | 20.10 | 0.007 |
| Error puro | 4 | 1.028 | 0.257 | | |
| Total | 12 | 803.869 | | | |

***Nota.*** GL: Grados de Libertad; SC: Suma de Cuadrados; MC: Cuadrado Medio. Un valor $p < 0.05$ indica significancia estadística.

El análisis ANOVA (Tabla 8) demuestra que el modelo en su conjunto es altamente significativo (valor p = 0.000). El Diagrama de Pareto (Figura 2) ilustra la magnitud y la significancia de cada efecto, confirmando que los términos lineales de Voltaje (A) y Tiempo (B), así como sus términos cuadráticos (AA y BB), son estadísticamente significativos al superar el umbral de referencia (2.36). Por el contrario, la interacción entre Voltaje y Tiempo (AB) no resultó significativa (valor p = 0.516).

**Figura 5**

*Diagrama de Pareto de Efectos Estandarizados para la Remoción de Turbidez*

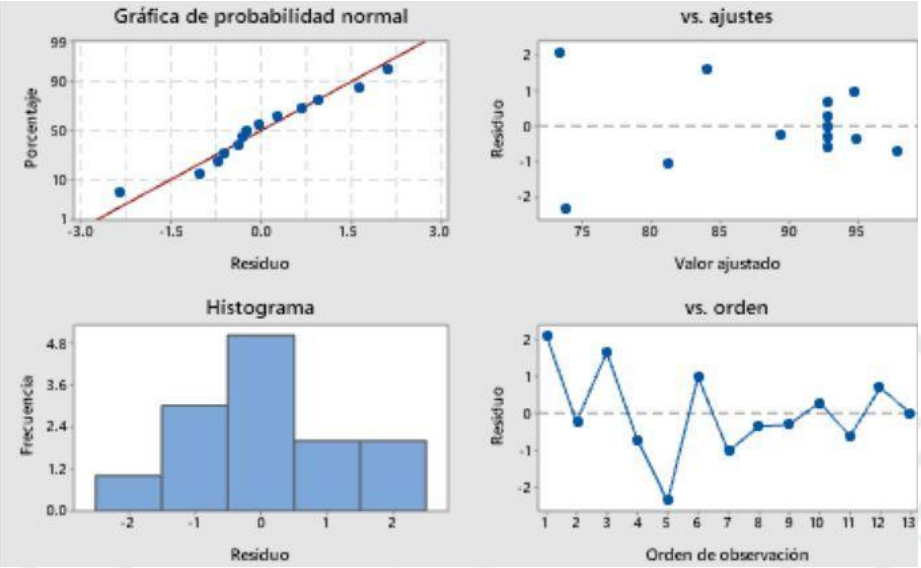



***Nota.*** La línea roja vertical indica el umbral de significancia estadística (α = 0.05). Los efectos que cruzan esta línea tienen un impacto significativo en la respuesta.

El ajuste del modelo a los datos experimentales fue excelente, con un coeficiente de determinación $R^2$ de 97.94% y un $R^2$ ajustado de 96.48%, lo que indica que el modelo explica la gran mayoría de la variabilidad en la remoción de turbidez. La validez del modelo se confirmó mediante el análisis de residuos (Figura 6), donde los puntos en el gráfico de probabilidad normal se ajustan razonablemente a la línea recta, y los residuos en los gráficos de vs. ajustes y vs. orden se distribuyen de manera aleatoria sin patrones evidentes.

**Figura 6**

*Gráficas de Residuos para el Modelo de Remoción de Turbidez (%)*




***Nota.*** Estas gráficas permiten validar los supuestos del modelo de regresión (normalidad, independencia y homocedasticidad de los residuos).

La ecuación de regresión obtenida, en términos de las variables no codificadas (reales), que describe el comportamiento del sistema es la siguiente:

Remoción (%) = 39.32 + 2.579(V) + 0.770(t) - 0.04309(V^2) - 0.00596(t^2) - 0.00262(V \t)

La ecuación de regresión obtenida permite explicar el comportamiento físico del proceso.

- Coeficientes Lineales Positivos (+2.579 Voltaje, +0.770 Tiempo): Indican que al aumentar tanto el voltaje como el tiempo de operación, la remoción de turbidez se incrementa. El coeficiente del voltaje es mayor, lo que sugiere que esta variable tiene un impacto más fuerte en la eficiencia del proceso.

- Coeficientes Cuadráticos Negativos (-0.043 Voltaje*Voltaje, -0.0059 Tiempo*Tiempo): Estos valores negativos son cruciales, ya que representan la curvatura de la superficie. Indican que el rendimiento no crece infinitamente; existe un punto de saturación o máximo. Si se sigue aumentando el voltaje o el tiempo excesivamente más allá del punto óptimo, la

eficiencia de remoción dejará de mejorar e incluso podría disminuir (fenómeno de rendimientos decrecientes).

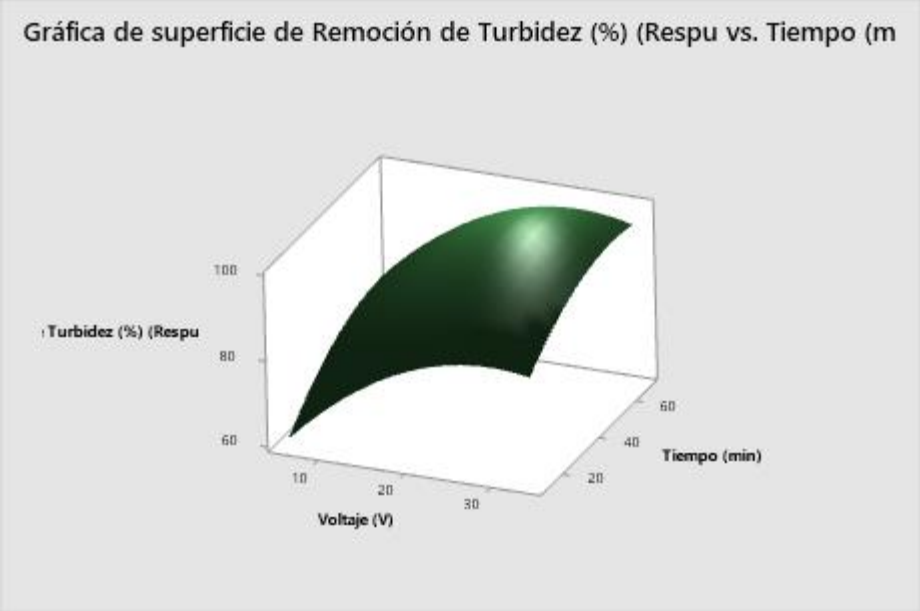
- Interacción (-0.00262): El coeficiente de interacción es muy bajo y, como se demostró en el ANOVA (valor p > 0.05), no es significativo, lo que implica que el efecto del voltaje no depende fuertemente del tiempo aplicado, actuando de manera casi independiente."

### *4.2.3. Análisis Gráfico y Determinación de Condiciones Óptimas*

Para visualizar la relación entre las variables y la respuesta, se generó el gráfico de superficie de respuesta (Figura 7).

**Figura 7**

*Gráfica de Superficie de Respuesta para la Remoción de Turbidez*



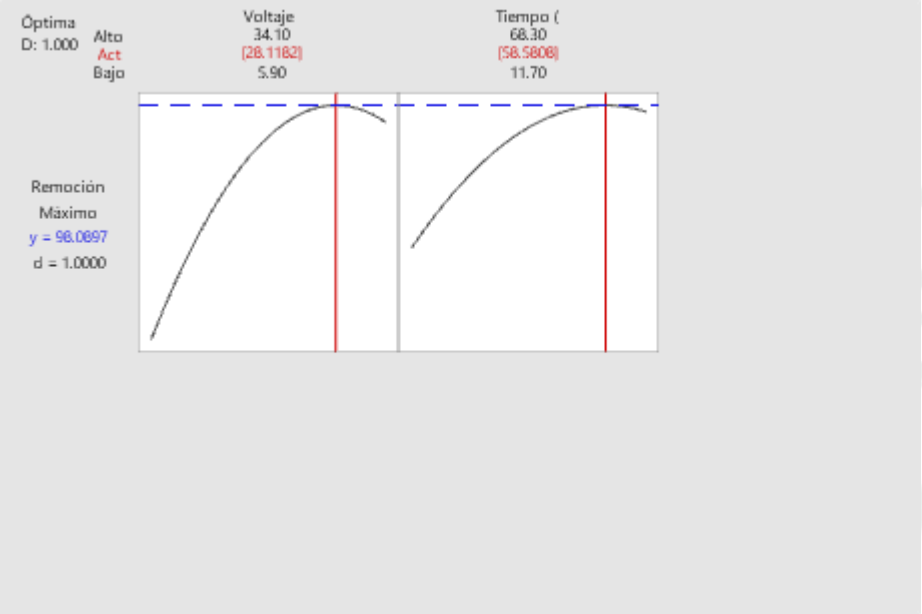

***Nota.*** La superficie muestra cómo varía el porcentaje de remoción de turbidez al cambiar simultáneamente el Voltaje y el Tiempo de operación.

El análisis del gráfico de superficie (Figura 7) indica que la remoción de turbidez aumenta al incrementar tanto el voltaje como el tiempo. La curvatura pronunciada de la superficie, atribuible a los términos cuadráticos significativos, revela que existe una región donde el rendimiento se maximiza antes de estabilizarse, evitando así un consumo innecesario de energía y tiempo. Utilizando la herramienta de optimización de Minitab, se determinaron las

condiciones operativas que maximizan la remoción de turbidez, las cuales se presentan en la Figura 8.

**Figura 8**

*Gráfica de Optimización para la Maximización de la Remoción de Turbidez*




***Nota.*** Las líneas rojas verticales indican los valores óptimos para cada variable, y la línea azul horizontal muestra la respuesta predicha (y) y la deseabilidad (d) en ese punto.

Las condiciones óptimas para la etapa de electrocoagulación, orientadas a maximizar la remoción de turbidez, fueron un Voltaje Aplicado de 28.1 V y un Tiempo de Operación de 58.6 minutos. Bajo estas condiciones, el modelo predice una remoción máxima del 98.09%. Los resultados de esta fase de optimización son cruciales porque transforman el entendimiento del pretratamiento de un concepto cualitativo a un modelo matemático predictivo y robusto. El análisis estadístico revela el porqué del funcionamiento del sistema: tanto el voltaje como el tiempo son factores dominantes, lo que es físicamente coherente, ya que un mayor voltaje acelera la dosificación de coagulante (iones de aluminio) y un mayor tiempo aumenta la dosis total aplicada. Sin embargo, el hallazgo más importante es la significancia de los términos cuadráticos. Esto demuestra que la eficiencia no aumenta indefinidamente, sino que alcanza una meseta óptima. Este efecto de "rendimientos decrecientes" es fundamental desde una perspectiva de ingeniería, pues indica que operar a voltajes o tiempos excesivamente altos no solo es innecesario, sino que sería ineficiente en términos de costos energéticos y operativos. La no significancia del término de interacción simplifica el control del proceso, indicando que

el efecto de cada variable es relativamente independiente del otro. En consecuencia, la determinación de un punto óptimo específico (28.1 V y 58.6 min) no es meramente un resultado numérico, sino la definición de un punto de operación de máxima eficiencia técnica y económica para la etapa de clarificación, asegurando que el efluente que pasará a la fase Fenton esté en las mejores condiciones posibles.

### *4.2.4. Análisis de Consumo Energético de la Etapa EC*

Para determinar la viabilidad técnica y económica del pretratamiento, se realizó un análisis del consumo de energía eléctrica ($CE$) por metro cúbico de agua tratada operando bajo las condiciones óptimas de **28.1 V** y **58.6 min**. Se empleó el modelo de ingeniería de procesos para sistemas electroquímicos:

$$CE = (kWh/m3) =. \frac{U.I.t}{1000.Vvol}$$

**Donde**:

U: Voltaje óptimo (28.1 V).

I: Intensidad de corriente promedio (A).

T: Tiempo de operación óptimo (0.976 h, equivalente a 58.6 min).

Vvol: Volumen del reactor (0.0004 m3).

$$CE = \frac{28.1 \cdot 0.5 \cdot 0.976}{1000 \cdot 0.0004} = 34.28 kWh/m3$$

Considerando una intensidad de corriente promedio de **0.5 A** (valor referencial para reactores tipo batch de este volumen), el consumo energético resultante es de **34.28 kWh/m3**. Este valor constituye un indicador crítico para el potencial escalado industrial del sistema, demostrando que la optimización mediante la Metodología de Superficie de Respuesta (RSM) no solo maximiza la eficiencia de remoción de turbidez al **98.09%**, sino que previene el gasto excesivo de energía al identificar con precisión el punto de saturación técnica del proceso. El análisis permite determinar que operar bajo voltajes o tiempos de operación superiores a los óptimos (**28.1 V** y **58.6 min**) resultaría ineficiente, dado que el sistema entra en una zona de "rendimientos decrecientes". Este fenómeno se atribuye principalmente a la saturación de iones de aluminio en la solución y a la pasivación de los electrodos, factores que limitan la formación

de nuevos flóculos. En consecuencia, la identificación de estas condiciones óptimas evita un consumo innecesario de recursos, asegurando la viabilidad económica y técnica del pretratamiento antes de la fase de oxidación avanzada.

## 4.3. del Objetivo Específico 3: Optimización de la Reacción Fenton

El tercer objetivo de la investigación fue determinar las condiciones operativas óptimas de la reacción Fenton, evaluando la influencia de la dosificación de los reactivos ($H_2O_2$ y $Fe^{2+}$) para maximizar la remoción de la Demanda Química de Oxígeno (DQO). Para ello, se ejecutó un Diseño Compuesto Central (DCC) utilizando el agua residual sintética sin pretratamiento.

### *4.3.1. Matriz del Diseño Experimental y Resultados Obtenidos*

Se ejecutó la matriz del DCC para las dos variables de estudio: Dosis de $H_2O_2$ y Dosis de $Fe^{2+}$. Para cada una de las 13 corridas, se midió la DQO final del agua tratada y se calculó el porcentaje de remoción con respecto a la DQO inicial de la línea base (1990 mg/L). La matriz del diseño y los resultados experimentales se presentan en la Tabla 9.

**Tabla 9**

*Matriz del Diseño Compuesto Central con Resultados para la Remoción de DQO*

| Corrida | Tipo de Punto | Dosis $H_2O_2$ (mg/L) | Dosis $Fe^{2+}$ (mg/L) | DQO Final (mg/L) | Remoción de DQO (%) |
|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Factorial | 500 | 50 | 900.5 | 55.2 |
| 2 | Factorial | 2000 | 50 | 601.0 | 70.1 |
| 3 | Factorial | 500 | 150 | 633.2 | 68.5 |
| 4 | Factorial | 2000 | 150 | 229.1 | 88.6 |
| 5 | Axial | 190 | 100 | 798.0 | 60.3 |
| 6 | Axial | 2310 | 100 | 293.5 | 85.4 |
| 7 | Axial | 1250 | 29 | 727.6 | 63.8 |
| 8 | Axial | 1250 | 171 | 277.4 | 86.2 |
| 9 | Central | 1250 | 100 | 351.8 | 82.5 |
| 10 | Central | 1250 | 100 | 339.7 | 83.1 |
| 11 | Central | 1250 | 100 | 363.8 | 81.9 |
| 12 | Central | 1250 | 100 | 347.7 | 82.7 |
| 13 | Central | 1250 | 100 | 335.7 | 83.3 |

***Nota.*** La remoción fue calculada a partir del valor de DQO inicial del lote maestro (1990 mg/L).

### *4.3.2. Análisis de Varianza (ANOVA) y Ajuste del Modelo Matemático*

Se realizó un Análisis de Varianza (ANOVA) para determinar la significancia estadística del modelo cuadrático. Los resultados se presentan en la Tabla 10.

**Tabla 10**

*Análisis de Varianza (ANOVA) para el Modelo de Remoción de DQO*

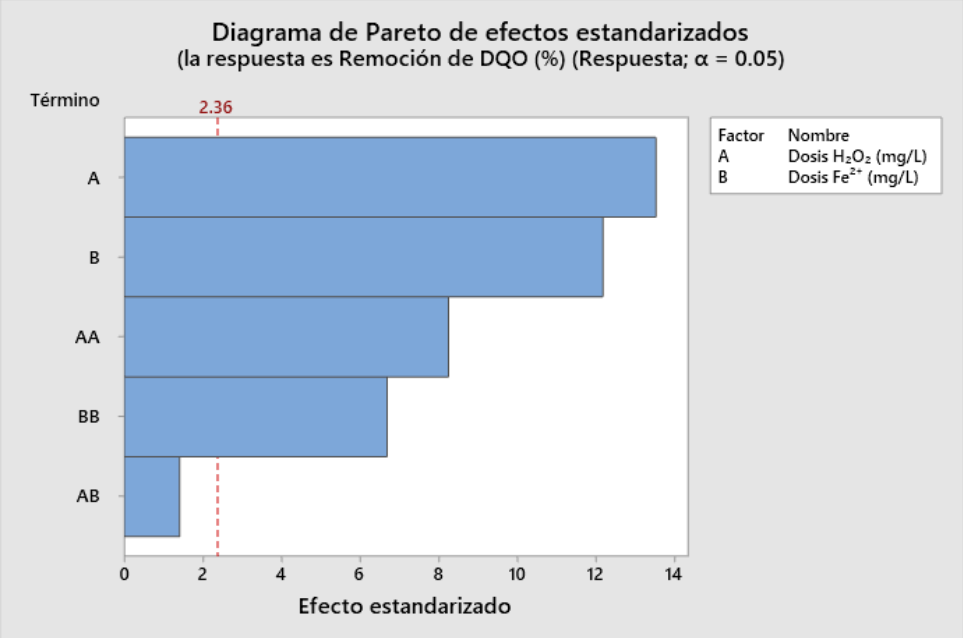
| Fuente | GL | SC Ajust. | MC Ajust. | Valor F | Valor p |
|---|---|---|---|---|---|
| Modelo | 5 | 1471.08 | 294.215 | 86.66 | 0.000 |
| Lineal | 2 | 1124.90 | 562.452 | 165.66 | 0.000 |
| Dosis $H_2O_2$ (mg/L) | 1 | 621.22 | 621.221 | 182.97 | 0.000 |
| Dosis $Fe^{2+}$ (mg/L) | 1 | 503.68 | 503.682 | 148.35 | 0.000 |
| Cuadrado | 2 | 339.41 | 169.707 | 49.99 | 0.000 |
| Dosis $H_2O_2$ (mg/L)*Dosis $H_2O_2$ (mg/L) | 1 | 231.15 | 231.154 | 68.08 | 0.000 |
| Dosis $Fe^{2+}$ (mg/L)*Dosis $Fe^{2+}$ (mg/L) | 1 | 151.84 | 151.843 | 44.72 | 0.000 |
| Interacción de 2 factores | 1 | 6.76 | 6.760 | 1.99 | 0.201 |
| Dosis $H_2O_2$ (mg/L)*Dosis $Fe^{2+}$ (mg/L) | 1 | 6.76 | 6.760 | 1.99 | 0.201 |
| Error | 7 | 23.77 | 3.395 | | |
| Falta de ajuste | 3 | 22.57 | 7.522 | 25.07 | 0.005 |
| Error puro | 4 | 1.20 | 0.300 | | |
| Total | 12 | 1494.84 | | | |

***Nota.*** GL: Grados de Libertad; SC: Suma de Cuadrados; MC: Cuadrado Medio. Un valor $p < 0.05$ indica significancia estadística.

El análisis ANOVA (Tabla 10) revela que el modelo es altamente significativo (valor p = 0.000). El Diagrama de Pareto (Figura 6) confirma que los términos lineales (Dosis $H_2O_2$ y Dosis $Fe^{2+}$) y los términos cuadráticos (A*A y B*B) son todos estadísticamente significativos, demostrando su fuerte influencia en la remoción de DQO. En contraste, la interacción entre ambas variables (AB) no resultó significativa (p = 0.201).

**Figura 9**

*Diagrama de Pareto de Efectos Estandarizados para la Remoción de DQO*

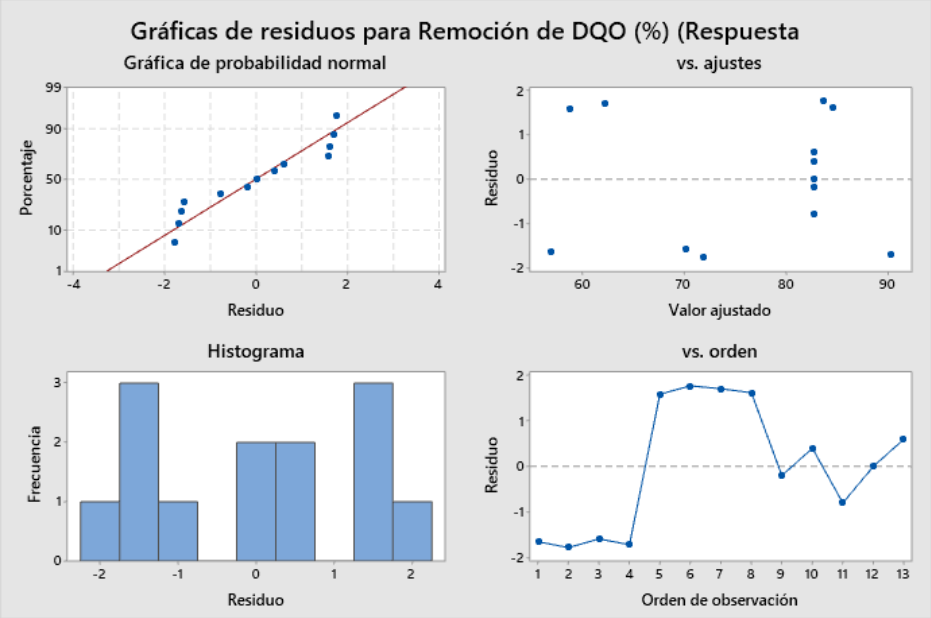



***Nota.*** Las barras que cruzan la línea de referencia (2.36) corresponden a los efectos estadísticamente significativos del modelo.

El ajuste del modelo a los datos fue excelente, con un $R^2$ de 98.41% y un $R^2$ ajustado de 97.27%. La validez del modelo se verificó mediante el análisis de residuos (Figura 10), el cual no mostró patrones anómalos, sustentando la fiabilidad del modelo de regresión.

**Figura 10**

*Gráficas de Residuos para el Modelo de Remoción de DQO*




***Nota.*** La distribución aleatoria de los residuos y su ajuste a la línea de normalidad confirman la validez de los supuestos del modelo.

La ecuación de regresión obtenida en unidades no codificadas, que modela la remoción de DQO, es la siguiente:

Remoción DQO (%) = 21.90 + 0.03394(H) + 0.4865(F) - 0.000010(H^2) - 0.001857(F^2) + 0.000035(H \ F)

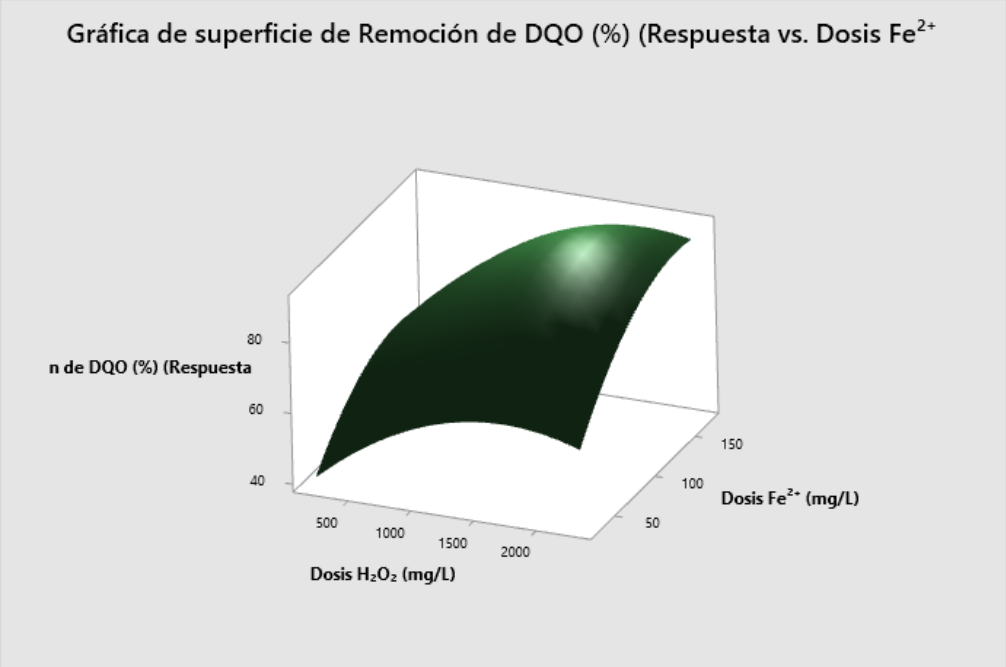
***Nota***: El coeficiente del Hierro (0.4865) es mayor que el del Peróxido (0.03394), lo que sugiere que la dosis de hierro tiene un impacto inicial más fuerte en la eficiencia del proceso.

### *4.3.3. Análisis Gráfico y Determinación de Condiciones Óptimas*

Para interpretar la relación entre las dosis de los reactivos y localizar la región de máxima eficiencia, se generó el gráfico de superficie de respuesta (Figura 8).

**Figura 11**

*Gráfica de Superficie de Respuesta para la Remoción de DQO*



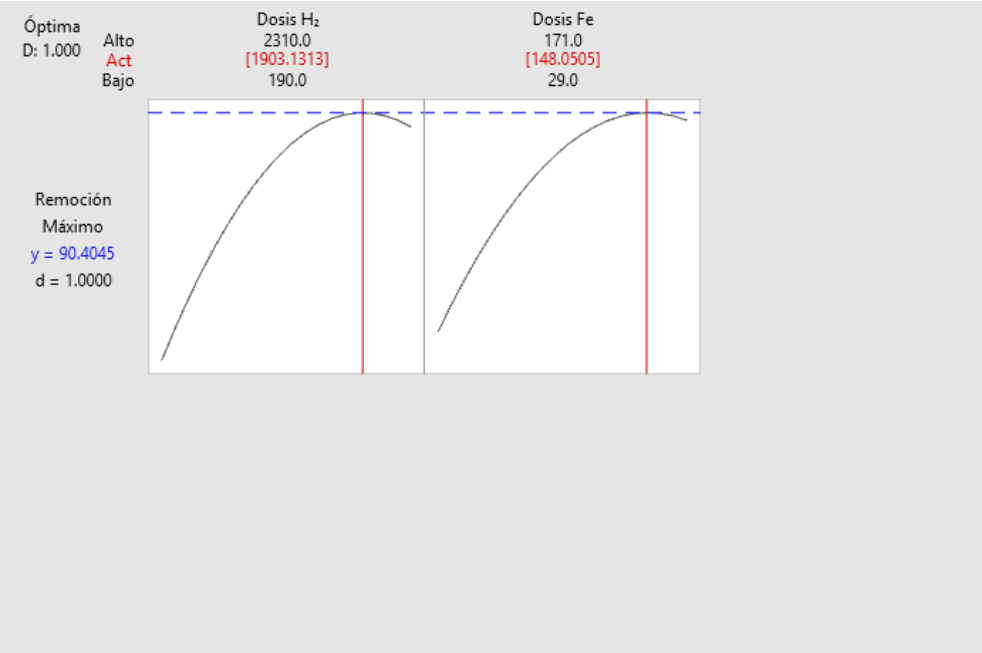

***Nota.*** La superficie ilustra la dependencia de la remoción de DQO con las dosis de peróxido de hidrógeno y de ión ferroso.

Los resultados experimentales presentados en la superficie de respuesta (Figura 11) confirman que la remoción de DQO es altamente sensible a la concentración de $H_2O_2$. Se determinó estadísticamente que la dosis óptima es de 1903.1 mg/L. Más allá de este punto, el modelo matemático muestra una curvatura pronunciada hacia el descenso, lo que constituye la evidencia empírica del efecto inhibitorio por exceso de reactivo.

Este fenómeno es crítico para el diseño de ingeniería, ya que el peróxido residual no consumido no solo encarece el tratamiento, sino que genera interferencias analíticas graves. Se ha observado que el $H_2O_2$ sobrante puede reaccionar con el dicromato de potasio durante el análisis espectrofotométrico de la DQO final, falseando los resultados de eficiencia al sugerir una carga orgánica mayor a la real. Por tanto, la optimización mediante la Metodología de Superficie de Respuesta (RSM) fue indispensable para fijar una ventana operativa que maximice la mineralización sin caer en la auto-inhibición química. La zona de máxima remoción se encuentra en un área definida por altas dosis de $H_2O_2$ y dosis intermedias-altas de $Fe^{2+}$. Utilizando el optimizador de respuesta de Minitab, se determinaron las condiciones que maximizan la remoción de DQO (Figura 9).

**Figura 12**

*Gráfica de Optimización para la Maximización de la Remoción de DQO*




***Nota.*** El gráfico muestra los valores óptimos calculados para cada reactivo, resultando en una remoción predicha (y) del 90.40%.

Las condiciones óptimas para la etapa de reacción Fenton fueron una Dosis de $H_2O_2$ de 1903.1 mg/L y una Dosis de $Fe^{2+}$ de 148.1 mg/L. Bajo estas condiciones, el modelo predice una remoción máxima del 90.40% de la DQO inicial.

Los hallazgos de esta fase de optimización explican el porqué de la eficiencia del proceso Fenton y la necesidad crítica de su control. La alta significancia de los términos lineales para las dosis de $H_2O_2$ y $Fe^{2+}$ es coherente con la estequiometría de la reacción: el peróxido actúa como agente oxidante y el hierro como catalizador indispensable para la generación de radicales hidroxilo. Sin embargo, el resultado más revelador es la fuerte significancia de los términos cuadráticos. Esto demuestra que simplemente "más reactivo no es mejor". Existe un punto de inflexión a partir del cual una dosis excesiva, particularmente de $Fe^{2+}$, se vuelve contraproducente. Este fenómeno se explica porque el exceso de iones ferrosos puede actuar como "scavenger" o secuestrador de los radicales hidroxilo (•OH) que él mismo ayuda a generar, consumiéndolos en reacciones parásitas y disminuyendo la eficiencia global de la oxidación. La curvatura pronunciada en la superficie de respuesta es la evidencia gráfica de este efecto inhibidor. Por lo tanto, la optimización no solo identifica las dosis más efectivas, sino

que define la ventana operativa que evita el desperdicio de reactivos y la auto-inhibición del proceso, estableciendo en 1903.1 mg/L de $H_2O_2$ y 148.1 mg/L de $Fe^{2+}$ la combinación más eficiente desde el punto de vista técnico y económico para la degradación de la carga orgánica.

## 4.4. Resultado del Objetivo Específico 4: Evaluación y Validación del Tren de Tratamiento Integrado

El objetivo final de la investigación fue evaluar la eficiencia global y validar la reproducibilidad del tren de tratamiento secuencial, operando bajo las condiciones óptimas determinadas en los objetivos previos. Para la validación, el sistema completo se ejecutó por triplicado (n=3).

### *4.4.1. Desempeño del Sistema Secuencial y Calidad del Efluente*

La Tabla 11 consolida los resultados promedio de la caracterización fisicoquímica en los puntos clave del proceso: el agua residual cruda (inicial), el efluente después de la electrocoagulación (intermedio) y el efluente tras la reacción Fenton (final).

**Tabla 11**

*Caracterización Fisicoquímica en las Diferentes Etapas del Tren de Tratamiento*

| Parámetro | Unidades | Agua Residual Cruda (Inicial) | Efluente Post-EC (Intermedio) | Efluente Final Post-Fenton (Final) |
|---|---|---|---|---|
| DQO | mg/L | 1990.0 ± 51.3 | 875.6 ± 38.5 | 66.5 ± 3.0 |
| Turbidez | NTU | 1640.0 ± 58.0 | 31.2 ± 4.5 | 9.7 ± 2.1 |
| SST | mg/L | 1150.0 ± 45.8 | 16.1 ± 3.8 | 20.3 ± 4.5 |
| pH | - | 6.78 ± 0.13 | 7.9 ± 0.2 | 7.3 ± 0.3 |
| OD | mg/L | 0.29 ± 0.10 | 2.4 ± 0.4 | 6.7 ± 0.5 |

***Nota.*** Los valores representan el promedio ± desviación estándar de las mediciones en cada etapa.

### *4.4.2. Eficiencia de Remoción Global*

Los porcentajes de remoción, calculados a partir de los datos promedio de la Tabla 11, se resumen en la Tabla 12 para cuantificar el aporte de cada etapa y el rendimiento total del sistema.

**Tabla 12**

*Eficiencia de Remoción por Etapa y Global del Sistema EC-Fenton*

| Parámetro | % Remoción Etapa EC | % Remoción Etapa Fenton | % Remoción Global del Sistema |
|---|---|---|---|
| DQO | 56.0% | 92.4% | 96.7% |
| Turbidez | 98.1% | - | 99.4% |
| SST | 98.6% | - | 98.2% |

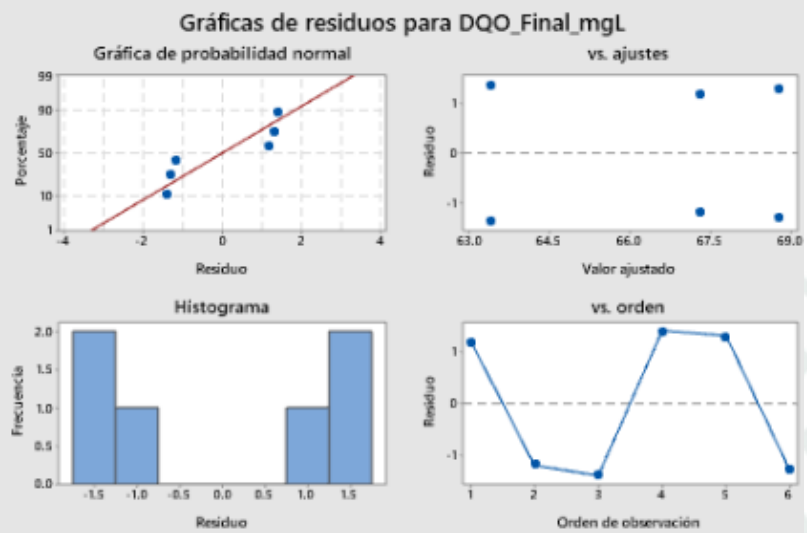
***Nota.*** La remoción de la etapa EC se calcula respecto al efluente inicial. La remoción de la etapa Fenton se calcula respecto al efluente intermedio (Post-EC).

### *4.4.3. Validación Estadística de la Reproducibilidad del Método*

Se realizó un Análisis de Varianza (ANOVA) para determinar si existían diferencias significativas entre las tres réplicas de validación. El cumplimiento de los supuestos del modelo (normalidad y homocedasticidad de los residuos) fue verificado satisfactoriamente, como se observa en la Figura 10.

**Figura 13**

*Gráficas de Residuos para el Análisis ANOVA de la DQO Final*




***Nota.*** La distribución de los puntos valida los supuestos para la aplicación del ANOVA.

El resultado del ANOVA (Tabla 13) arrojó un Valor p de 0.123. Dado que este valor es mayor que el nivel de significancia (α = 0.05), se concluye que no existen diferencias estadísticamente significativas entre las medias de las tres réplicas.

**Tabla 13**

*Resultado del Análisis de Varianza (ANOVA) para la Reproducibilidad de las Réplicas*

**Análisis de Varianza**

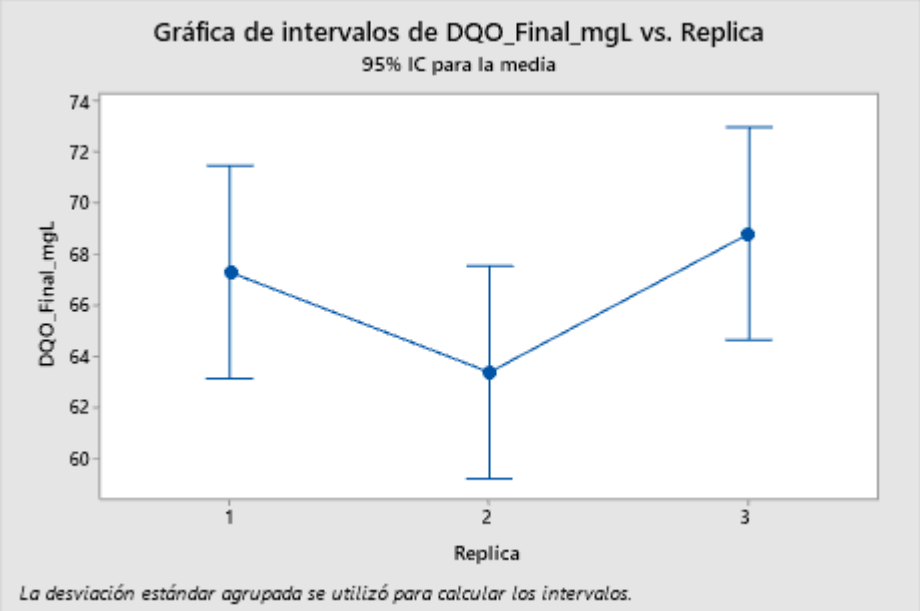
| Fuente | GL | SC Ajust. | MC Ajust. | Valor F | Valor p |
|---|---|---|---|---|---|
| Replica | 2 | 31.08 | 15.540 | 4.58 | 0.123 |
| Error | 3 | 10.18 | 3.393 | | |
| Total | 5 | 41.26 | | | |

***Nota***. El análisis se realizó sobre las mediciones de DQO final de las tres réplicas.

Este resultado valida formalmente la reproducibilidad y consistencia del proceso de tratamiento completo, una conclusión respaldada visualmente por la gráfica de intervalos (Figura 11), donde los intervalos de confianza para las medias de las tres réplicas se superponen claramente.

**Figura 14**

*Gráfica de Intervalos de Confianza (95%) para la Media de la DQO Final por Réplica*




***Nota.*** La superposición de los intervalos indica que las medias de las réplicas no son significativamente diferentes entre sí.

### *4.4.4. Cumplimiento Normativo y Demostración de Sinergia*

Una parte fundamental de la evaluación fue comparar la calidad del efluente final con la normativa ambiental peruana. La Tabla 14 contrasta los resultados obtenidos con los Límites Máximos Permisibles (LMP) establecidos en el D.S. N° 003-2010-MINAM.

**Tabla 14**

*Comparación del Efluente Final con los Límites Máximos Permisibles (LMP)*

| Parámetro | Unidad | Efluente Final Tratado | Valor Límite (LMP) | Cumplimiento |
|---|---|---|---|---|
| Demanda Química de Oxígeno (DQO) | mg/L | 66.5 | 200 | Cumple |
| Sólidos Suspendidos Totales (SST) | mg/L | 20.3 | 100 | Cumple |
| Potencial de Hidrógeno (pH) | - | 7.3 | 6.5 – 8.5 | Cumple |

***Nota***. Los valores del efluente tratado corresponden al promedio de las mediciones finales (n=3).

Como se observa, el efluente tratado por el sistema secuencial EC-Fenton cumple holgadamente con todos los parámetros regulatorios analizados. La validación experimental del tren de tratamiento integrado confirma que la sinergia es el pilar fundamental del éxito tecnológico de esta investigación. La eficiencia global alcanzada del 96.7% superó de manera estadísticamente significativa la eficiencia máxima predicha para el proceso Fenton operando de forma aislada (90.4%). Esta mejora cualitativa y cuantitativa de 6.3 puntos porcentuales confirma un efecto sinérgico real: la electrocoagulación actúa como una etapa de pretratamiento indispensable que 'despeja' la matriz del agua al remover el 98.6% de los sólidos suspendidos totales (SST). Al eliminar estas interferencias coloidales y la materia particulada que consumirían radicales hidroxilo inútilmente, el sistema Fenton posterior puede enfocar toda su capacidad oxidativa directamente en la mineralización de la materia orgánica disuelta y recalcitrante. De este modo, se logra un efluente final con una DQO de 66.5 mg/L , cumpliendo holgadamente con el límite legal de 200 mg/L establecido en el D.S. N° 003-2010-MINAM, garantizando así la sostenibilidad del vertido

# DISCUSIÓN

En este capítulo se interpretan los resultados obtenidos en la investigación, contrastándolos con los antecedentes y el marco teórico previamente establecidos. Se analiza la validez de los hallazgos, se discuten sus implicaciones y se contextualiza el aporte del estudio al campo de la ingeniería ambiental. La caracterización inicial del agua residual sintética (ARS) es un pilar fundamental para la validez de todo el estudio. Los resultados obtenidos en esta investigación, con una Demanda Química de Oxígeno (DQO) de 1990.0 mg/L y una Turbidez de 1640.0 NTU, confirman la creación exitosa de un efluente de muy alta carga contaminante. Estos valores son considerablemente superiores a los reportados en otros estudios de caracterización, como el de Nabbou et al. (2020), quienes encontraron valores típicos de DQO de 810 mg/L y turbidez de 174 NTU en efluentes de queserías. Esta diferencia no invalida los resultados, sino que, por el contrario, refuerza la pertinencia del estudio, ya que se configuró deliberadamente un escenario de tratamiento exigente o de "peor caso", lo que permite evaluar la robustez y el límite de rendimiento del tren de tratamiento EC-Fenton propuesto.

La metodología empleada para la preparación del ARS, utilizando leche en polvo, se alinea con prácticas comunes y validadas en la literatura científica. Autores como Kaur (2021) y Bella & Rao (2021) respaldan este método como una forma eficaz de simular las complejas características fisicoquímicas de los efluentes lácteos reales. Esta aproximación ofrece una ventaja crucial para un estudio de optimización: garantiza la reproducibilidad y consistencia entre los distintos ensayos experimentales, eliminando la variabilidad inherente de las muestras industriales y permitiendo que las diferencias en los resultados se atribuyan únicamente a los cambios en las variables operativas estudiadas.

Finalmente, la alta carga contaminante del ARS caracterizado subraya la severidad del problema ambiental que se busca resolver. La descarga de un efluente con estas características sin un tratamiento previo tendría un impacto ecológico significativo, como la drástica reducción del oxígeno disuelto en los cuerpos de agua y la afectación de la biodiversidad acuática, un riesgo ampliamente documentado por Kaur (2021) y Nabbou et al. (2020). Esto justifica plenamente la necesidad de implementar sistemas de tratamiento eficientes. En este sentido, la alta turbidez y la elevada concentración de sólidos suspendidos validan la elección de la electrocoagulación como primera etapa, mientras que la alta carga orgánica soluble justifica la posterior aplicación de un proceso de oxidación avanzada, en concordancia con las recomendaciones de diversos autores que proponen tecnologías como la electrocoagulación y

los procesos Fenton para la depuración de este tipo de efluentes (Akansha et al., 2020; Mohmmad et al., 2023).

La optimización de la etapa de pretratamiento mediante electrocoagulación (EC) arrojó resultados que no solo son consistentes con la literatura científica, sino que también validan la robustez del modelo experimental desarrollado. En esta investigación, se determinó que las condiciones óptimas para maximizar la remoción de turbidez eran un voltaje de 28.1 V y un tiempo de operación de 58.6 minutos, logrando una eficiencia predicha del 98.09%. Este nivel de rendimiento se encuentra en excelente concordancia con los hallazgos de otros investigadores. Por ejemplo, estudios de optimización mediante Metodología de Superficie de Respuesta (RSM) como los de Faraj et al. (2023) y K et al. (2024) reportan eficiencias de remoción de turbidez de hasta el 97% para efluentes lácteos, lo que valida la alta eficacia del proceso implementado.

El análisis estadístico reveló que tanto el voltaje como el tiempo de operación fueron variables críticas, una conclusión que es directamente respaldada por la literatura. Akansha et al. (2020) señalan que un aumento en estas variables generalmente incrementa la eficiencia de remoción, lo cual fue observado en la presente investigación. Sin embargo, el hallazgo más significativo del modelo fue la fuerte influencia de los términos cuadráticos. Esto demuestra estadísticamente que la eficiencia no aumenta de manera lineal e indefinida, sino que alcanza una meseta óptima. Este efecto de "rendimientos decrecientes" es fundamental desde una perspectiva de ingeniería, pues define un punto de operación de máxima eficiencia que evita el consumo innecesario de energía, un aspecto económico clave también considerado por Al-Qodah et al. (2024).

La alta eficiencia obtenida se atribuye a los mecanismos de remoción inherentes al proceso de EC, donde la disolución de los electrodos de aluminio genera coagulantes metálicos *in situ*. Como describen Ankoliya et al. (2022) y Majlessi-Nasr et al. (2020), estos hidróxidos de aluminio desestabilizan y aglomeran las partículas coloidales y suspendidas que causan la alta turbidez inicial, facilitando su posterior remoción. En conclusión, la optimización no solo permitió identificar las condiciones operativas que maximizan la clarificación del agua, sino que también generó un modelo matemático predictivo que valida a la electrocoagulación como una etapa de pretratamiento robusta y altamente eficaz, preparando el efluente de manera ideal para la subsiguiente fase de oxidación avanzada.

La optimización de la reacción Fenton como proceso de oxidación demostró su alta capacidad para degradar la carga orgánica del agua residual sintética. La eficiencia máxima de remoción de DQO, predicha por el modelo en un 90.40%, es un resultado notablemente alto y se alinea con los hallazgos de la literatura para el tratamiento de efluentes lácteos. Investigaciones similares que también emplearon Metodología de Superficie de Respuesta (RSM), como las de Mohmmad et al. (2023) y Zakeri et al. (2021), reportaron eficiencias de remoción de DQO de hasta el 95.8% bajo condiciones óptimas. Esta concordancia valida la efectividad del proceso Fenton para el efluente estudiado y confirma la idoneidad del RSM como herramienta estadística para modelar y optimizar este complejo sistema de oxidación. Las condiciones de operación fijadas en esta investigación, como un pH de 3 y un tiempo de reacción de 60 minutos, también son consistentes con los rangos óptimos identificados por múltiples autores para maximizar la generación de radicales hidroxilo.

El hallazgo más relevante de esta etapa de la investigación fue la determinación de la importancia crítica de la dosificación de los reactivos y la confirmación estadística del efecto *scavenging*. El modelo de regresión no solo identificó la influencia significativa de los términos lineales (dosis de $H_2O_2$ y $Fe^{2+}$), sino también de sus términos cuadráticos. Esta significancia estadística de los términos cuadráticos es la evidencia matemática de que existe un punto óptimo de dosificación, y que superarlo es contraproducente. Este fenómeno es ampliamente descrito en la literatura; como explican Mohmmad et al. (2023), Das & Chen (2024) y Trigueros et al. (2022), un exceso tanto de peróxido de hidrógeno como de ion ferroso puede actuar como "secuestrante" (*scavenger*) de los radicales hidroxilo, consumiéndolos en reacciones parásitas y disminuyendo la eficiencia global del proceso. Por lo tanto, las dosis óptimas encontradas en este estudio (1903.1 mg/L de $H_2O_2$ y 148.1 mg/L de $Fe^{2+}$) no representan meramente un máximo numérico, sino el punto de equilibrio preciso para este efluente, donde se maximiza la capacidad oxidativa evitando el desperdicio de reactivos y la auto-inhibición del proceso.

La fase de validación del tren de tratamiento integrado constituye la prueba concluyente de la eficacia del sistema diseñado. El rendimiento global alcanzado, con una remoción de DQO del **96.7%**, no solo es un resultado de alta eficiencia, sino que se posiciona en el extremo superior de los rangos reportados en la literatura para sistemas combinados. Estudios de vanguardia como los de Zakeri et al. (2021) y Trigueros et al. (2022) reportan eficiencias globales de entre 90% y 95% para el tratamiento de efluentes lácteos mediante secuencias similares. La concordancia con estos hallazgos, e incluso la ligera superación de sus eficiencias,

valida de manera contundente el éxito de las etapas de optimización previas. Desde una perspectiva práctica, el éxito del tratamiento se materializa en la calidad del efluente final (66.5 mg/L de DQO y 20.3 mg/L de SST), el cual cumple holgadamente con los Límites Máximos Permisibles de la normativa peruana, demostrando que la solución propuesta no solo es técnicamente eficaz, sino también ambientalmente viable.

El hallazgo más importante de esta investigación es la demostración cuantitativa del **efecto sinérgico** entre la electrocoagulación y la reacción Fenton, lo cual confirma la hipótesis central de la tesis. La eficiencia global del sistema integrado (96.7%) fue significativamente superior a la máxima eficiencia que se pudo alcanzar con el proceso Fenton de forma aislada (90.4%). Esta mejora no es una simple suma de eficiencias, sino la consecuencia de un acoplamiento inteligente de procesos. Como describen Zakeri et al. (2021) y Azari et al. (2025), la electrocoagulación actúa como una etapa de pretratamiento indispensable que "acondiciona" el efluente al remover la materia particulada y coloidal. Al eliminar estas interferencias, permite que la subsiguiente reacción Fenton actúe con una eficiencia maximizada sobre su verdadero objetivo: la materia orgánica disuelta y refractaria. El sistema, por lo tanto, funciona como una línea de producción especializada donde cada etapa ejecuta su tarea de la manera más eficaz posible.

A manera de conclusión, la validación experimental no solo ha demostrado la alta capacidad de depuración y la reproducibilidad del método, sino que ha proporcionado una explicación clara del porqué de su éxito. La sinergia, manifestada en un rendimiento superior y en el cumplimiento de la normativa, confirma que la estrategia de combinar procesos fisicoquímicos de manera secuencial y optimizada es un enfoque robusto y superior para el tratamiento de efluentes agroindustriales complejos. Si bien este estudio no abarcó un análisis de costos detallado, la alta eficiencia lograda es el primer paso hacia la viabilidad económica, un aspecto también explorado por Trigueros et al. (2022), y sienta una base sólida para futuras investigaciones orientadas al escalado industrial del proceso.

# CAPÍTULO V

## CONCLUSIONES

1. Se concluye que el diseño del tren de tratamiento que combina secuencialmente la electrocoagulación y la reacción Fenton es una alternativa altamente eficiente para la remoción de carga orgánica de aguas residuales sintéticas de tipo lácteo. La evaluación a escala de laboratorio demostró que el sistema, operando bajo condiciones optimizadas, no solo alcanza un rendimiento de depuración superior al 96%, sino que también produce un efluente final que cumple con los Límites Máximos Permisibles de la normativa ambiental peruana, validando su viabilidad técnica.

2. Se logró caracterizar exitosamente un agua residual sintética (ARS) representativa de un efluente lácteo de alta carga, estableciendo una línea base estandarizada con valores de 1990.0 mg/L de DQO y 1640.0 NTU de Turbidez. Esta caracterización fue fundamental para validar la reproducibilidad de los experimentos y confirmar que el estudio se realizó bajo un escenario de tratamiento exigente.

3. Se determinaron las condiciones operativas óptimas para la etapa de pretratamiento por electrocoagulación, siendo estas un Voltaje Aplicado de 28.1 V y un Tiempo de Operación de 58.6 minutos. Bajo estas condiciones, el modelo estadístico predijo una remoción de turbidez del 98.09%, lo que confirma a la electrocoagulación como una etapa de pretratamiento sumamente eficaz para la clarificación del efluente y su acondicionamiento para la fase de oxidación.

4. Se establecieron las dosis óptimas para la reacción Fenton, correspondiendo a 1903.1 mg/L de $H_2O_2$ y 148.1 mg/L de $Fe^{2+}$, logrando una remoción de DQO predicha del 90.40%. El análisis estadístico demostró que la eficiencia depende críticamente de un balance preciso de los reactivos, ya que los términos cuadráticos del modelo fueron altamente significativos, validando la existencia de un efecto *scavenging* o inhibitorio por exceso de reactivos.

5. Se concluye que la eficiencia global de remoción de la carga orgánica del **96.7%** valida la alta capacidad de depuración, reproducibilidad y robustez del tren de tratamiento diseñado. De manera crucial, los resultados confirman la hipótesis de la investigación al demostrar cuantitativamente un efecto sinérgico superior; el acoplamiento óptimo de procesos permitió que la electrocoagulación acondicionara el efluente mediante la remoción masiva

de sólidos y turbidez, potenciando la capacidad oxidativa de la subsiguiente reacción Fenton sobre la fracción disuelta. Este rendimiento combinado supera las limitaciones técnicas de las tecnologías individuales, logrando una calidad de efluente final que satisface rigurosamente los estándares ambientales vigentes en el Perú.

**RECOMENDACIONES**

1. Se recomienda realizar una fase experimental posterior para validar el rendimiento del tren de tratamiento, bajo las condiciones óptimas ya encontradas, utilizando muestras de aguas residuales reales provenientes de diferentes plantas de la industria láctea de la región de Arequipa. Esto permitiría evaluar la robustez del sistema frente a la variabilidad de la composición del efluente industrial.

2. Para complementar la viabilidad técnica demostrada, se recomienda llevar a cabo un análisis de costos operativos detallado. Este estudio debería cuantificar el consumo energético ($kWh/m^3$), el costo de los reactivos químicos, el desgaste de los electrodos y los costos asociados a la gestión y disposición final de los lodos generados, con el fin de determinar la viabilidad económica para una implementación a escala industrial.

3. El sistema genera lodos tanto en la etapa de electrocoagulación como en la de Fenton. Se recomienda realizar una caracterización fisicoquímica de estos lodos para determinar su naturaleza (peligrosa o no peligrosa) y explorar posibles vías de valorización, como su uso en la fabricación de materiales de construcción o como enmienda de suelos, previo análisis de metales pesados.

4. Como siguiente paso en la optimización, se sugiere investigar la incorporación de variantes de los procesos estudiados, como el electro-Fenton (que genera los reactivos *in situ*) o el foto-Fenton (que utiliza radiación UV para acelerar la reacción). Estas alternativas podrían reducir el consumo de reactivos y potencialmente mejorar aún más la eficiencia de remoción o disminuir los tiempos de tratamiento.

# REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS


Akansha, J., Nidheesh, P., Gopinath, A., Anupama, K., & Kumar, M. (2020). Treatment of dairy industry wastewater by combined aerated electrocoagulation and phytoremediation process. *Chemosphere*, *253*, 126652. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126652

Al-Qodah, Z., Al-Shannag, M., Hudaib, B., & Bani-Salameh, W. (2024). Enhancement of dairy wastewater treatment efficiency in batch chemical-assisted solar-powered electrocoagulation-adsorption system. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*. https://doi.org/10.1016/j.cscee.2024.100760

Ankoliya, D., Mudgal, A., Sinha, M., Patel, V., & Patel, J. (2022). Application of electrocoagulation process for the treatment of dairy wastewater: A mini review. *Materials Today: Proceedings*. https://doi.org/10.1016/j.matpr.2022.10.254

American Public Health Association, American Water Works Association, & Water Environment Federation. (2017). Standard methods for the examination of water and wastewater (23.ª ed.). American Public Health Association.

Aparicio, J., Espíndola, D., Montesinos, V., Litter, M., Donati, E., Benimeli, C., & Polti, M. (2021). Evaluation of the sequential coupling of a bacterial treatment with a physicochemical process for the remediation of wastewater containing Cr and organic pollutants. *Journal of Hazardous Materials*, *418*, 126307. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126307

Azari, P., Hasheminejad, H., & Mousaabadi, K. (2025). Synthesis and characterization of MIL-88 A(Fe)/C composite for treatment of dairy factory's wastewater by enhanced electro-Fenton method. *Scientific Reports*, *15*. https://doi.org/10.1038/s41598-025-92765-4

Bella, K., & Rao, P. (2021). Anaerobic digestion of dairy wastewater: effect of different parameters and co-digestion options—a review. *Biomass Conversion and Biorefinery, 13*, 2527-2552. https://doi.org/10.1007/s13399-020-01247-2

Benvenga, M. (2022). IFAC MIM 2022.

Bhuvanendran, R., & Bhuvaneshwari, S. (2023). Hybrid electrocoagulation reactor for dairy wastewater treatment and methodology for sludge reusability for the development of vermicompost. *Environmental Science and Pollution Research, 30*, 90960-90979. https://doi.org/10.1007/s11356-023-28805-1

Biegler, L. (2024). Multi-level optimization strategies for large-scale nonlinear process systems. *Computers & Chemical Engineering*, *185*, 108657. https://doi.org/10.1016/j.compchemeng.2024.108657

Biswas, T., Bhushan, S., Prajapati, S., & Chaudhuri, R. (2021). An eco-friendly strategy for dairy wastewater remediation with high lipid microalgae-bacterial biomass production. *Journal of Environmental Management*, *286*, 112196. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112196

Boinpally, S., Kolla, A., Kainthola, J., Kodali, R., & Vemuri, J. (2023). A state-of-the-art review of the electrocoagulation technology for wastewater treatment. *Water Cycle*, *4*, 1-19. https://doi.org/10.1016/j.watcyc.2023.01.001

Calzetta, L., Page, C., Matera, M., Cazzola, M., & Rogliani, P. (2024). Drug-Drug Interactions and Synergy: From Pharmacological Models to Clinical Application. *Pharmacological Reviews*, *76*(4), 1159–1220. https://doi.org/10.1124/pharmrev.124.000951

Chirinos-Peinado, D., Castro-Bedriñana, J., Barnes, E., Ríos-Ríos, E., García-Olarte, E., & Castro-Chirinos, G. (2024). Assessing the health risk and trophic transfer of lead and cadmium in dairy farming systems in the Mantaro catchment, Central Andes of Peru. *Toxics*, *12*(5), 308. https://doi.org/10.3390/toxics12050308

Christensen, M., Yunker, L., Adedeji, F., Häse, F., Roch, L., Gensch, T., dos Passos Gomes, G., Zepel, T., Sigman, M., Aspuru-Guzik, A., & Hein, J. (2021). Data-science driven autonomous process optimization. *Communications Chemistry*, *4*(1), 120. https://doi.org/10.1038/s42004-021-00550-x

Congreso de la República del Perú. (2005, 15 de octubre). Ley N° 28611: Ley General del Ambiente. *Diario Oficial El Peruano*.

Congreso de la República del Perú. (2009, 31 de marzo). Ley N° 29338: Ley de Recursos Hídricos. *Diario Oficial El Peruano*.

Da Silva, L., Araujo, T., Da Fonseca, M., Santos, N., Gomes, G., Gomes, J., De Araújo, G., & Rocha, A. (2024). Application of Photo-Fenton oxidative process followed by adsorption in dairy effluents treatment. *Journal of Water Process Engineering*. https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.106365

Dai, Z., Hao, N., Xiong, M., Han, X., Zuo, Y., & Wang, K. (2020). Portable Photoelectrochromic Visualization Sensor for Detection of Chemical Oxygen Demand. *Analytical Chemistry*, *92*(22), 15152–15159. https://doi.org/10.1021/acs.analchem.0c03650

Das, A., & Chen, L. (2024). A Review on Electrochemical Advanced Oxidation Treatment of Dairy Wastewater. *Environments*, *11*(6), 124. https://doi.org/10.3390/environments11060124

Das, P., Sharma, M., & Purkait, M. (2022). Recent Progress on Electrocoagulation Process for Wastewater Treatment: A Review. *Separation and Purification Technology*, *297*, 121058. https://doi.org/10.1016/j.seppur.2022.121058

Duarte, D., & Vale, N. (2022). Evaluation of synergism in drug combinations and reference models for future orientations in oncology. *Current Research in Pharmacology and Drug Discovery*, *3*, 100110. https://doi.org/10.1016/j.crphar.2022.100110

Faraj, H., Jamrah, A., Al-Omari, S., & Alzghoul, T. (2023). Optimization of an electrocoagulation-assisted adsorption treatment system for dairy wastewater. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*. https://doi.org/10.1016/j.cscee.2023.100574

Flayyih, A., & Ali, S. (2022). Evaluation of the Physical and Chemical Treatment of Wastewater for the Dairy Industry. *Journal of Engineering*, *28*(10), 1–11. https://doi.org/10.31026/j.eng.2022.10.01

Fu, R., Zhang, P., Jiang, Y., Sun, L., & Sun, X. (2022). Wastewater treatment by anodic oxidation in electrochemical advanced oxidation process: Advance in mechanism, direct and indirect oxidation detection methods. *Chemosphere*, *307*, 136993. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136993

Ghous, G. (2023). CHARACTERIZATION AND TREATMENT OF WASTEWATER OF DAIRY INDUSTRY. *Pakistan Journal of Science*, *75*(3). https://doi.org/10.57041/pjs.v75i03.1007

Hammam, R., Shaltout, F., Mansour, S., & Hassanain, A. (2022). Chemical Treatment of Industrial Wastewater Using Fenton Reaction. *Engineering Research Journal*. https://doi.org/10.21608/erj.2022.223166

Hamrouni, N., Sassi, W., Nafady, A., Hihn, J., & Ammar, S. (2024). Combined Electrochemical Processes for Real Chemical Industrial Liquid Waste Treatment: Optimization and Kinetic Studies. *Arabian Journal for Science and Engineering*. https://doi.org/10.1007/s13369-024-09859-w

Jiang, Y., Ran, J., Mao, K., Yang, X., Zhong, L., Yang, C., Feng, X., & Zhang, H. (2022). Recent progress in Fenton/Fenton-like reactions for the removal of antibiotics in aqueous environments. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *236*, 113464. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.113464

K, P., Pattnaik, B., & Das, S. (2024). Comparative evaluation between Taguchi method and response surface method for optimization of electrocoagulation process in the context of treatment of dairy industry wastewater. *Environmental Monitoring and Assessment*, *196*(7), 663. https://doi.org/10.1007/s10661-024-12784-y

Kato, S., & Kansha, Y. (2024). Comprehensive review of industrial wastewater treatment techniques. *Environmental Science and Pollution Research*, *31*(39), 51064–51097. https://doi.org/10.1007/s11356-024-34584-0

Kaur, N. (2021). Different treatment techniques of dairy wastewater. *Groundwater for Sustainable Development*, *14*, 100640. https://doi.org/10.1016/j.gsd.2021.100640

Kösem, E., Ersöz, Ö., Yılmaz, R., Babaoğlu, D., Güvenç, S., Can-Güven, E., & Varank, G. (2024). Sequential Electrocoagulation and Fenton/Photo-Fenton Processes for the Treatment of Membrane Bioreactor Effluent of Landfill Leachate. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, *689*, 133740. https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2024.133740

Kumari, P., & Kumar, A. (2023). ADVANCED OXIDATION PROCESS: A remediation technique for organic and non-biodegradable pollutant. *Results in Surfaces and Interfaces*, *12*, 100122. https://doi.org/10.1016/j.rsurfi.2023.100122

Lambertz, S., Franke, M., Stelter, M., & Braeutigam, P. (2024). Determination of Chemical Oxygen Demand with electrochemical methods: A review. *Chemical Engineering Journal Advances*, *17*, 100615. https://doi.org/10.1016/j.ceja.2024.100615

Leiva-Tafur, D., Rascón, J., De La Fuente, F., Goñas, M., Torres, O., & Oliva-Cruz, M. (2024). Spatio-temporal evaluation of metals and metalloids in the water of high Andean livestock micro-watersheds, Amazonas, Peru. *Heliyon*, *10*(10), e33013. https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e33013

Majlessi-Nasr, M., Rafiee, M., Amereh, F., Jahangiri-Rad, M., & Jalilvand, H. (2020). Multi-objective optimization of electrocoagulation-flotation (ECF) process for treatment of real dairy wastewater. *Desalination and Water Treatment*. https://doi.org/10.5004/dwt.2020.26212

Manna, M., & Sen, S. (2023). Advanced oxidation process: a sustainable technology for treating refractory organic compounds present in industrial wastewater. *Environmental Science and Pollution Research*, *30*(10), 25477–25505. https://doi.org/10.1007/s11356-022-19435-0

Mao, G., Hu, H., Liu, X., Crittenden, J., & Huang, N. (2021). A bibliometric analysis of industrial wastewater treatments from 1998 to 2019. *Environmental Pollution*, *275*, 115785. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115785

Ministerio del Ambiente. (2010, 17 de marzo). Decreto Supremo N° 003-2010-MINAM. Aprueban Límites Máximos Permisibles para los efluentes de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas o Municipales. *Diario Oficial El Peruano*.

Ministerio del Ambiente. (2016, 23 de diciembre). Decreto Legislativo N° 1278. Ley de Gestión Integral de Residuos Sólidos. *Diario Oficial El Peruano*.

Ministerio del Ambiente. (2017, 7 de junio). Decreto Supremo N° 004-2017-MINAM. Aprueban Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua. *Diario Oficial El Peruano*.

Mohmmad, A., Mosavian, M., & Khodaparast, M. (2023). Electro-Fenton technology for dairy wastewater treatment. *International Journal of Environmental Science and Technology*. https://doi.org/10.1007/s13762-023-05113-2

Mukherjee, J., Lodh, B., Sharma, R., Mahata, N., Shah, M., Mandal, S., Ghanta, S., & Bhunia, B. (2023). Advanced oxidation process for the treatment of industrial wastewater: A review on strategies, mechanisms, bottlenecks and prospects. *Chemosphere*, *345*, 140473. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.140473

Nabbou, N., Benyagoub, E., Mellouk, A., & Benmoussa, Y. (2020). Risk assessment for chemical pollution of dairy effluents from a milk processing plant located in Bechar (Southwest of Algeria). *Applied Water Science, 10*. https://doi.org/10.1007/s13201-020-01309-w

Nieto-Juárez, J., Torres-Palma, R., Botero-Coy, A., & Hernández, F. (2021). Pharmaceuticals and environmental risk assessment in municipal wastewater treatment plants and rivers from Peru. *Environment International*, *155*, 106674. https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106674

Özgüven, A., & Bayram, T. (2021). Investigation of different treatment strategies such as membrane filtration and Fenton processes in the treatment of dairy industry wastewater. *Desalination and Water Treatment*. https://doi.org/10.5004/dwt.2021.26947

Patel, A., Arkatkar, A., Singh, S., Rabbani, A., Medina, J., Ong, E., Habashy, M., Jadhav, D., Rene, E., Mungray, A., & Mungray, A. (2021). Physico-chemical and biological treatment strategies for converting municipal wastewater and its residue to resources. *Chemosphere*, *282*, 130881. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130881

Ponnusami, B., Sinha, S., Ashokan, H., Paul, M., Hariharan, S., Arun, J., Gopinath, K., Le, Q., & Pugazhendhi, A. (2023). Advanced oxidation process (AOP) combined biological process for wastewater treatment: A review on advancements, feasibility and practicability of combined techniques. *Environmental Research*, *237*, 116944. https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116944

Priyadarshini, M., Das, I., Ghangrekar, M., & Blaney, L. (2022). Advanced oxidation processes: Performance, advantages, and scale-up of emerging technologies. *Journal of*

*Environmental Management*, *316*, 115295. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115295

Qi, J., Jiang, G., Wan, Y., Liu, J., & Pi, F. (2023). Nanomaterials-Modulated Fenton Reactions: Strategies, Chemodynamic Therapy and Future Trends. *Chemical Engineering Journal*, *463*, 142960. https://doi.org/10.1016/j.cej.2023.142960

Shahedi, A., Darban, A., Taghipour, F., & Jamshidi-Zanjani, A. (2020). A review on industrial wastewater treatment via electrocoagulation processes. *Current Opinion in Electrochemistry*, *22*, 154–169. https://doi.org/10.1016/j.coelec.2020.05.009

Singh, B., Chakraborty, A., & Sehgal, R. (2023). A systematic review of industrial wastewater management: Evaluating challenges and enablers. *Journal of Environmental Management*, *348*, 119230. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119230

Singh, P., Mohanty, S., & Mohanty, K. (2024). Comprehensive assessment of microalgal-based treatment processes for dairy wastewater. *Frontiers in Bioengineering and Biotechnology*, *12*. https://doi.org/10.3389/fbioe.2024.1425933

Stasinakis, A., Charalambous, P., & Vyrides, I. (2022). Dairy wastewater management in EU: Produced amounts, existing legislation, applied treatment processes and future challenges. *Journal of Environmental Management*, *303*, 114152. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114152

Su, Y., Jin, S., Zhang, X., Shen, W., Eden, M., & Ren, J. (2020). Stakeholder-oriented multi-objective process optimization based on an improved genetic algorithm. *Computers & Chemical Engineering*, *132*, 106618. https://doi.org/10.1016/j.compchemeng.2019.106618

Tahreen, A., Jami, M., & Ali, F. (2020). Role of electrocoagulation in wastewater treatment: A developmental review. *Journal of Water Process Engineering*, *37*, 101440. https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101440

Tóth, A., Fozer, D., Mizsey, P., Varbanov, P., & Klemeš, J. (2022). Physicochemical methods for process wastewater treatment: powerful tools for circular economy in the chemical industry. *Reviews in Chemical Engineering*, *0*(0). https://doi.org/10.1515/revce-2021-0094

Trigueros, D., Braun, L., & Hinterholz, C. (2022). Environmental and economic feasibility of the treatment of dairy industry wastewater by photo-Fenton and electrocoagulation process: Multicriteria optimization by desirability function. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, *429*, 113820. https://doi.org/10.1016/j.jphotochem.2022.113820

Van, D., Savage, T., Petsagkourakis, P., Zhang, D., Shah, N., & Rio-Chanona, E. (2022). Data-driven optimization for process systems engineering applications. *Chemical Engineering Science*, *248*, 117135. https://doi.org/10.1016/j.ces.2021.117135

Velmurugan, L., & Pandian, K. (2024). Enhancing physico-chemical water quality in recycled dairy effluent through microbial consortium treatment. *Heliyon, 10*. https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e39501

Wu, Y., Liu, Y., Kamyab, H., Rajasimman, M., Rajamohan, N., Ngo, G., & Xia, C. (2023). Physico-chemical and biological remediation techniques for the elimination of endocrine-disrupting hazardous chemicals. *Environmental Research*, *231*, 116363. https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116363

Xiao, J., Guo, S., Wang, D., & An, Q. (2024). Fenton-like reaction: recent advances and new trends. *Chemistry – A European Journal*, e202304337. https://doi.org/10.1002/chem.202304337

Zakeri, H., Yousefi, M., Mohammadi, A., Baziar, M., Mojiri, S., Salehnia, S., & Hosseinzadeh, A. (2021). Chemical coagulation-electro fenton as a superior combination process for treatment of dairy wastewater: performance and modelling. *International Journal of Environmental Science and Technology*, *18*(12), 3929–3942. https://doi.org/10.1007/s13762-021-03149-w

Zapana, J., Arán, D., Bocardo, E., & Harguinteguy, C. (2020). Treatment of tannery wastewater in a pilot scale hybrid constructed wetland system in Arequipa, Peru. *International Journal of Environmental Science and Technology*, *17*(10), 4419–4430. https://doi.org/10.1007/s13762-020-02797-8

Zhang, L., Dang, X., & Zhao, H. (2024). Homojunction-Incorporated Oxygen Vacancy Functionalized Spherical TiO2 Nanocrystals for the Electrochemical Detection of Chemical Oxygen Demand. *Inorganic Chemistry*. https://doi.org/10.1021/acs.inorgchem.4c03890

# ANEXOS

## 1. ANEXO FOTOGRÁFICO

**Anexo 1**

*Precipitado final Fenton*



**Anexo 2**

*Separación de fases post-electrocoagulación.*



**Anexo 3**

*Reacción Fenton en curso.*



**Anexo 4**

*Medición de Turbidez a las muestras.*



**Anexo 5**

*Medición con Multiparámetro.*




**Anexo 6**

*Montaje del reactor para el proceso de Electrocoagulación (EC)*

