



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL



Secretaría de Investigación y Posgrado

Centro Mexicano para la Producción más
Limpia (CMP+L)

*“Tratamiento de aguas residuales domésticas mediante
electrocoagulación asistida con electro-Fenton por
oxidación de ánodos de hierro”*

Para obtener el grado de:

*Maestra en Ingeniería en Producción más
Limpia*

Presenta:

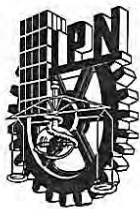
Ing. Diego Alpízar Jiménez

Directores de tesis:

Dr. Jorge Gabriel Vázquez Arenas

Dr. Roberto Luis Palomino Resendiz

Ciudad de México, enero de 2026



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL SECRETARIA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

ACTA DE REGISTRO DE TEMA DE TESIS Y DESIGNACIÓN DE DIRECTOR DE TESIS

Ciudad de México, a de del

El Colegio de Profesores de Posgrado del en su Sesión
(Unidad Académica)

No. celebrada el día del mes de del , conoció la solicitud presentada por el (la) alumno (a):

Apellido Paterno:	<input type="text" value="Alpízar"/>	Apellido Materno:	<input type="text" value="Jiménez"/>	Nombre (s):	<input type="text" value="Diego"/>
-------------------	--------------------------------------	-------------------	--------------------------------------	-------------	------------------------------------

Número de registro:

del Programa Académico de Posgrado:

Referente al registro de su tema de tesis; acordando lo siguiente:

1.- Se designa al aspirante el tema de tesis titulado:

Objetivo general del trabajo de tesis:

2.- Se designa como Directores de Tesis a los profesores:

Director: 2° Director:
No aplica:

3.- El Trabajo de investigación base para el desarrollo de la tesis será elaborado por el alumno en:

que cuenta con los recursos e infraestructura necesarios.

4.- El interesado deberá asistir a los seminarios desarrollados en el área de adscripción del trabajo desde la fecha en que se suscribe la presente, hasta la aprobación de la versión completa de la tesis por parte de la Comisión Revisora correspondiente.

Director(a) de Tesis

Dr. Jorge Gabriel Vázquez Arenas

2° Director de Tesis (en curso)

Dr. Roberto Luis Palomino Reséndiz

Aspirante

Diego Alpízar Jiménez

Presidente del Colegio

Dr. Raúl Hernández Altamirano



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
CENTRO MEXICANO PARA LA PRODUCCIÓN MÁS LIMPIA



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

SIP-14
REP 2017

ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de siendo las horas del día del mes de del se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de la Tesis, designada por el Colegio de Profesores del Posgrado del: para examinar la tesis titulada:

Apellido Paterno:	<input type="text" value="Alpizar"/>	Apellido Materno:	<input type="text" value="Jiménez"/>	Nombre (s):	<input type="text" value="Diego"/>
-------------------	--------------------------------------	-------------------	--------------------------------------	-------------	------------------------------------

Número de registro:

Alumno del Programa Académico de Posgrado:

Una vez que se realizó un análisis de similitud de texto, utilizando el software antiplagio, se encontró que el trabajo de tesis tiene 2 % de similitud. **Se adjunta reporte de software utilizado.**

Después que esta Comisión revisó exhaustivamente el contenido, estructura, intención y ubicación de los textos de la tesis identificados como coincidentes con otros documentos, concluyó que en el presente trabajo SI NO **SE CONSTITUYE UN POSIBLE PLAGIO.**

JUSTIFICACIÓN DE LA CONCLUSIÓN:

El trabajo se realizó en tiempo y forma.

****Es responsabilidad del alumno como autor de la tesis la verificación antiplagio, y del Director o Directores de tesis el análisis del % de similitud para establecer el riesgo o la existencia de un posible plagio.**

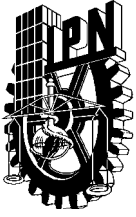
Finalmente, y posterior a la lectura, revisión individual, así como el análisis e intercambio de opiniones, los miembros de la Comisión manifestaron **APROBAR** **SUSPENDER** **NO APROBAR** la tesis por **UNANIMIDAD** o **MAYORÍA** en virtud de los motivos siguientes:

La tesis cumple con los requerimientos señalados por la normativa vigente institucional

COMISIÓN REVISORA DE TESIS

 _____ Dr. Jorge Gabriel Vázquez Arenas Director de Tesis	 _____ Dr. Roberto Luis Palomino Resendiz 2° Director de Tesis	 _____ Dra. Selene Montserrat García Solares
 _____ Dr. Fabián Salvador Mederos Nieto	 _____ Dr. Alejandro Ramírez Estrada	 _____ Dr. Raúl Hernández Altamirano PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES





INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL

SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

CARTA DE AUTORIZACIÓN DE USO DE OBRA PARA DIFUSIÓN

En la Ciudad de México el día 14 del mes de enero del año 2026, el que suscribe **Diego Alpízar Jiménez**, alumno del programa **Maestría en Ingeniería en Producción más Limpia** con número de registro A240690 adscrito al Centro Mexicano para la Producción más Limpia, manifiesta que es autor intelectual del presente trabajo de tesis bajo la dirección del Dr. Jorge Gabriel Vázquez Arenas y el Dr. Roberto Luis Palomino Resendiz y cede los derechos del trabajo intitulado **“Tratamiento de aguas residuales domésticas mediante electrocoagulación asistida con electro-Fenton por oxidación de ánodos de hierro”** al Instituto Politécnico Nacional, para su difusión con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expresado del autor y/o director(es). Este puede ser obtenido escribiendo a las siguiente(s) dirección(es) de correo. ing.aerodaj@gmail.com, jgvazquez@ipn.mx y rpalominor@ipn.mx. Si el permiso se otorga, al usuario deberá dar agradecimiento correspondiente y citar la fuente de este.

Diego Alpízar Jiménez

*“Yo no estimo tesoros ni riquezas,
y así, siempre me causa más contento
poner riquezas en mi entendimiento
que no mi entendimiento en las riquezas”.*

Sor Juana Inés de la Cruz

Agradecimientos

En primer instancia, me es necesario agradecer tanto a mi madre como a mi hermano y mi abuela, pilares en mi formación y a quienes debo gran parte de lo que soy hoy en día. Gracias por su valioso consejo, su mano amiga, y por estar siempre con y para mí. Este trabajo no hubiera sido posible sin su cariño incondicional. Todo mi amor, respeto y admiración para ustedes, pues, sin su ejemplo, nada de esto hubiera sido posible.

Agradecer tanto al Dr. Jorge Gabriel Vázquez Arenas Guzmán como al Dr. Roberto Luis Palomino Resendiz, quienes me dieron la oportunidad de participar en este proyecto y me tendieron siempre una mano amiga, compartiendo su gran conocimiento. Gracias por el tiempo invertido y la paciencia que mostraron, ayudándome de manera incesante a lo largo de la Maestría.

De manera especial, agradecer a la Ingeniera Lourdes, pues fue ella quien me motivó a realizar este proyecto y, sin su conducción, cariño, empatía y, sobre todo, esa forma tan linda y generosa de ser con nosotros a lo largo de todo el trayecto escolar, este trabajo no hubiera sido posible. Gracias, ingeniera. El IPN necesita más gente como usted.

Agradezco igualmente a la Dra. Monserrat, al Dr. Fabián y al Dr. Alejandro, ya que sus valiosos comentarios me ayudaron a lo largo de esta formación, y su acompañamiento durante este trabajo de investigación. Gracias por su profesionalismo y el valor de su enseñanza.

Gracias a todo el personal del CMP+L, a los amigos que pude conocer a lo largo de este camino, por crear un ambiente propicio para el estudio y la cooperación mutua, donde el compañerismo es la mejor expresión de un centro de investigación. Gracias a todos y cada uno de ustedes, con mucho y sincero cariño.

A todos mis amigos, que han estado presentes durante esta etapa, y me han dado la fuerza y los ánimos para no decaer, y de buscar este objetivo. Gracias en particular a Dani. Tu guía, consejo y comprensión me ayudaron en momentos determinantes. Todo mi amor y cariño para ustedes. Y, de nueva cuenta, gracias.

Gracias a Dios por este aprendizaje, y darme la oportunidad de conocer a todas estas personas.

RESUMEN

Ante la creciente demanda de agua y la disminución de su disponibilidad, asociada principalmente a actividades antropogénicas, resulta necesario desarrollar y optimizar tecnologías más eficientes para el tratamiento de aguas residuales. En este trabajo se presenta una comparación cuantitativa entre la coagulación química convencional, empleando cloruro férrico, y un sistema electroquímico híbrido que integra los procesos de electrocoagulación (EC) y electro-Fenton (EF) en un solo reactor, operado como una etapa sinérgica.

La evaluación del sistema se realizó mediante la optimización de los parámetros de densidad de corriente, dosis de peróxido de hidrógeno y tiempo de reacción, utilizando un diseño experimental tipo *Box–Behnken* y análisis de superficie de respuesta (RSM), considerando como variables de salida la demanda química de oxígeno (DQO) y la turbidez. Las condiciones óptimas obtenidas correspondieron a una densidad de corriente de $30 \text{ mA}\cdot\text{cm}^{-2}$, una dosis de H_2O_2 de $600 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ y un tiempo de reacción de 30 minutos, bajo las cuales se alcanzaron remociones del 90% de DQO y una remoción total de turbidez.

Adicionalmente, se evaluó la remoción de contaminantes inorgánicos, obteniéndose eficiencias del 100 % para nitratos y nitritos, y del 88 % para fosfatos. La generación de radicales hidroxilo fue confirmada mediante pruebas con agentes atrapadores (*scavengers*), utilizando ciprofloxacina como contaminante modelo. Los resultados demuestran que la operación del sistema en medio ácido favorece la generación de especies oxidantes responsables de la oxidación de la materia orgánica, mientras que la electrocoagulación permite la remoción eficiente de sólidos suspendidos a través de la formación de hidróxidos metálicos, evidenciando la sinergia del sistema EC–EF como una alternativa eficiente frente a la coagulación química convencional.

ABSTRACT

In response to the increasing global demand for water and the progressive reduction in its availability, largely driven by anthropogenic activities, there is a pressing need to develop and optimize more efficient technologies for wastewater treatment. This study presents a quantitative comparison between conventional chemical coagulation using ferric chloride and a hybrid electrochemical system that integrates electrocoagulation (EC) and electro-Fenton (EF) processes within a single reactor operating as a synergistic treatment stage.

System performance was evaluated through the optimization of current density, hydrogen peroxide dosage, and reaction time using a Box–Behnken experimental design and response surface methodology (RSM), considering chemical oxygen demand (COD) and turbidity as response variables. The optimal operating conditions were identified as a current density of $30 \text{ mA}\cdot\text{cm}^{-2}$, an H_2O_2 dose of $600 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, and a reaction time of 30 minutes, under which nearly complete removals of COD and turbidity were achieved.

Additionally, the removal of inorganic contaminants was assessed, achieving efficiencies of 100% for nitrates and nitrites and 88% for phosphates. The generation of hydroxyl radicals was confirmed through scavenger tests using ciprofloxacin as a model contaminant. The results demonstrate that operation under acidic conditions enhances the formation of oxidative species responsible for organic matter oxidation, while electrocoagulation promotes the effective removal of suspended solids through the formation of metal hydroxides. These findings highlight the synergistic behavior of the EC–EF system and its potential as an efficient alternative to conventional chemical coagulation for wastewater treatment.

Contenido

Introducción	1
1. Antecedentes	5
1.1 Aguas residuales.....	5
1.2 Composición de las aguas residuales en México, una aproximación	8
1.3 Tratamientos de Aguas Residuales	9
1.4 Contaminantes emergentes.....	12
1.5 Procesos de oxidación avanzada.....	14
1.6 Tecnologías electroquímicas para el tratamiento de aguas	16
1.7 Estado del arte	18
1.8 Justificación	23
1.9 Hipótesis.....	25
1.10 Objetivo general.....	25
1.10.1 Objetivos específicos.....	25
2.1 Coagulación – Floculación química	27
2.2 Electrocoagulación	30
2.2.1 Diagramas de Pourbaix	31
2.2.1 Reacciones que ocurren en la EC	32
2.2.2 Principales factores que afectan el proceso de EC.....	33
a) Densidad de corriente	33
b) pH	34
c) Material del ánodo	35
d) Conductividad	35
e) Temperatura.....	36
2.2.3 Ventajas de la Electrocoagulación vs coagulación convencional.....	36
2.3 Proceso Fenton.....	38
2.3.1 Parámetros que afectan el proceso Fenton	40
2.4 Proceso Electro Fenton	41
2.5 Parámetros de evaluación del agua	42

2.6	Tipos de reactores y electrodos	42
3.1	Diseño experimental	45
3.2	Materiales y equipos	46
3.2.1	Electrodos.....	48
3.3	Agua residual doméstica real	48
3.4	Montaje del sistema.....	49
3.5	Diseño experimental	50
3.6	Proceso experimental	51
3.7	Coagulación química	55
3.8	Prueba de atrapadores.....	54
4	Consumo energético	56
4.1	Parámetros operativos.....	58
4.2	Caracterización fisicoquímica del agua residual	59
4.2	Diseño experimental <i>Box-Behnken</i>	60
4.2.1	Gráficas de contorno y superficie de respuesta.....	62
4.3	Optimización del proceso.....	66
4.3.1	Análisis químico – teórico del proceso.....	67
4.4	Caracterización de las pruebas optimizadas	70
4.5	Prueba de atrapadores.....	72
4.6	Comparación con coagulación química convencional	79
4.7	Comparación con Legislación vigente	82
4.8	Consumo energético	83
	Conclusiones	86
	Limitaciones y trabajo a futuro	88
	Referencias Bibliográficas	90
	ANEXO I	102
	ANEXO II	106

Índice de Figuras

Figura 1. Imagen representativa sobre la distribución del agua en el planeta. Adaptada de agua.org.mx	5
Figura 2. Ejemplo del vertido de aguas residuales sin un tratamiento. Adaptada de iagua UNAM (2018)	7
Figura 3. Clasificación de los tratamientos de agua.	10
Figura 4. Esquema del tren de tratamiento de una PTAR. Adaptada de: biocorp.com.mx	12
Figura 5. Algunos tipos de contaminantes recalcitrantes presentes en el agua residual. Elaboración propia	13
Figura 6. Generación, reacción y mineralización del radical hidroxilo. Elaborado con IA.	15
Figura 7. Ejemplo de una celda electroquímica.....	16
Figura 8. Diagrama de la Doble Capa Eléctrica.....	27
Figura 9. Mecanismos que ocurren durante el proceso de coagulación-floculación: a) Neutralización de cargas; b) Barrido de coagulación; c) Puenteo; y d) Floculación.	29
Figura 10. Procesos que se llevan a cabo en un reactor de EC. Adaptado de Hakizimana et al., (2017).	31
Figura 11. Diagrama E-pH del hierro a 25°C. Elaboración propia.	32
Figura 12. Generación y actuación del radical hidroxilo mediante la reacción Fenton. Adaptada de watermanAustralia	38
Figura 13. Diagrama general de la metodología empleada.	46
Figura 14. Esquema visual del sistema completo de EC-EF, el cual consiste en un potencióstato, celda electroquímica, electrodos de trabajo y de referencia, y cáframo.	50
Figura 15. Diagrama con imágenes del proceso de EC-EF, correspondiendo cada número a su paso de la metodología.	52
Figura 16. Diagrama de flujo del procedimiento para evaluación de atrapadores radicalarios en la EC - EF .	54
Figura 17. Agua residual real, proveniente del sedimentador primario de la PTAR San Juan Ixhuatepec.	59
Figura 18. Gráficas de superficie de respuesta para el diseño experimental a pH neutro.	64
Figura 19. Gráficas de superficie de respuesta para el diseño experimental a pH ácido.	66
Figura 20. Proceso de EC. Se nota el cambio de coloración debido a la formación de los coagulantes hidroximetálicos.	67
Figura 21. a) Proceso de EC sólo. La coloración es debido a los $Fe(OH)_2$. b) La adición del peróxido, oxida éstos hidróxidos, así como reacciona con los Fe^{2+} libres.....	68
Figura 22. Espumas producidas por el proceso de EC - EF, sin la adición de quitosano.	69
Figura 23. a) Espumas y lodos generados durante el proceso de EC- EF reforzada con quitosano. b) En comparación con la Figura 29, se observa cómo la espuma está más deshidratada.....	69

Figura 24. Proceso de sedimentación. Los flóculos formados sedimentaron y flotaron, debido a su densidad. A simple vista se ve la reducción de materia en suspensión.....	70
Figura 25. Fotografía de las alícuotas obtenidas durante el proceso de EC-EF. De izquierda a derecha fueron tomadas cada 5 minutos. Se aprecia el cambio de coloración, lo que indica los diferentes hidróxidos formados durante el proceso.....	73
Figura 26. Prueba de degradación de muestra con CIP mediante la prueba de EC.	74
Figura 27. Prueba de EC-EF a pH neutro, con 1,000 ppm de alcohol isopropílico. Se observa un decaimiento en cuanto a la absorbancia, lo que indica degradación parcial del contaminante.	75
Figura 28. Prueba de EC-EF sin agregar la parte correspondiente de alcohol. Se observa una disminución a lo largo del proceso de la absorbancia, lo que supone una degradación parcial.	76
Figura 29. Prueba de scavengers en el pH de 5. Se observa una degradación constante de la ciprofloxacina.77	
Figura 30. Prueba de atrapadores en medio ácido sin la adición de inhibidores del radical hidroxilo.....	78
Figura 31. Sedimentación de la muestra, utilizando como coagulante cloruro férrico.....	79
Figura 32 Gráfica de voltaje de la celda obtenida de EC-Lab para la prueba optimizada de 30 minutos y una corriente de 30mAcm ²	83

Índice de tablas

Tabla 1. Aproximación de la composición típica de las aguas residuales domésticas.	8
Tabla 2. Diferentes tipos de tratamientos en las PTAR.	10
Tabla 3 Especies oxidantes y sus potenciales redox.	15
Tabla 4. Ejemplos de Tecnologías electroquímicas.	17
Tabla 5. Estado del arte de la EC.	20
Tabla 6. Estado del arte de Fenton EC + EF.	21
Tabla 7. Listado de materiales, equipo y reactivos necesarios para la parte experimental del trabajo.	46
Tabla 8. Diseño experimental tipo Box-Behnken.	51
Tabla 9. Variables para el funcionamiento del DBB.	58
Tabla 10. Valores de la caracterización fisicoquímica del agua residual doméstica.	59
Tabla 11. Resultados de las pruebas a un pH neutro, entre 6.8 y 7.5.	60
Tabla 12. Resultados del diseño experimental de las muestras acidificadas entre valores del pH de 4.8 y 5.2.	61
Tabla 13. Obtención de S y R predictivas. Se aprecia que, para predecir respuestas es nulo.	63
Tabla 14. Parámetros optimizados del diseño experimental para distintos pH de la solución.	67
Tabla 15. Porcentajes de remoción para cada prueba optimizada a diferente pH. Las muestras registraron valores mayores a la media de la corrida del diseño experimental.	71
Tabla 16. Comparación entre el proceso de coagulación química convencional y los procesos optimizados de EC - EF.	80
Tabla 17. Comparativa entre los distintos procesos, identificando los porcentajes de remoción de cada uno de los parámetros medidos.	81
Tabla 18. Comparación con la normativa mexicana vigente del proceso EC-EF.	82

Introducción

A pesar de que el planeta Tierra está constituido mayoritariamente por agua, la fracción que está disponible para el consumo humano resulta ser muy poca, y a pesar de ser un recurso indispensable para la vida en cualquier ecosistema, las actividades antropogénicas y el cambio climático están mermando su disponibilidad. A medida que avancen los años y con ello, se experimente una mayor urbanización, el incremento en la densidad poblacional y efectos adversos a la naturaleza limitarán aún más su demanda, aunado a que prácticamente todas las actividades antropogénicas conllevan cierta contaminación del líquido vital.

Dicha contaminación es un problema fundamental en nuestros días. Por ende, el tratamiento de las aguas residuales es un nicho que debe de actualizarse, en aras de mejorar la calidad y contribuir en la disminución de la explotación de mantos acuíferos y el subsuelo. Como lo señala Tchobanoglous, (2014), es imperioso encontrar formas de actualizar las PTAR existentes con nuevos procesos que permitan mejorar la eficiencia del tratamiento de aguas, lo que suponga una mejor calidad en el agua resultante, debido, en gran parte, a que está en juego la futura disponibilidad del agua para el uso y consumo humano. Estos tratamientos deben centrarse en ser más eficientes, en adaptarse a los cambios demográficos, así como a las mayores concentraciones y la aparición de nuevos contaminantes.

De forma convencional, las aguas son tratadas en espacios físicos condicionados para ello, que constan de diferentes procesos con finalidades específicas. De manera general, se llevan a cabo métodos físicos, fisicoquímicos y biológicos, los cuales, de forma conjunta, buscan remover la mayor cantidad de contaminantes del agua residual, entregando un producto apto para su reúso.

Sin embargo, debido a una mayor concentración de contaminantes, así como a la presencia de otros nuevos, últimamente se han propuesto tecnologías electroquímicas que permiten eliminar una gran variedad de contaminantes, como la electroflotación, electrodeposición, electrodiálisis, electrocoagulación, entre otras.

Estas tecnologías electroquímicas han comenzado a estudiarse en aplicaciones medioambientales, y que presentan buenas eficiencias, además de representar algunas ventajas sobre los tratamientos convencionales, como el hecho de minimizar el uso de reactivos químicos (siendo el electrón el principal), además de que suelen desarrollarse en condiciones de presión y temperatura próximas a las del ambiente. Aunado a esto, el equipo puede considerarse sencillo (comparado con otras técnicas, como la ozonización), al constituirse de un reactor electroquímico, un arreglo de electrodos y una fuente de alimentación, lográndose un proceso selectivo de determinadas especies, las cuales pueden oxidarse o reducirse, algo que no suele suceder con otras tecnologías (Rodrigo et al., 2014).

Nuestro caso de estudio se centra en encontrar los parámetros que permitan lograr un tratamiento eficiente del agua residual real doméstica, mediante un sistema híbrido de dos tecnologías electroquímicas: la electrocoagulación asistida con electro Fenton por oxidación de ánodos de hierro, lo que permitirá remover contaminantes de manera eficiente debido a la generación del radical hidroxilo, mientras se logra una agrupación de materia coloidal en suspensión, logrando una mejor remoción de partículas contaminantes del agua residual.

Para corroborar estos resultados, se midieron algunos parámetros fisicoquímicos del agua como la Demanda Química de Oxígeno (DQO) y la turbidez, además de la presencia de nitratos, nitritos, fosfatos y sulfatos, debido que éstos son cruciales para una caracterización de la calidad del agua, regulada por normativa correspondiente.

En el presente estudio se llevó a cabo un diseño experimental tipo *Box – Behnken*, que constó de una matriz de 15 experimentos con variaciones de los parámetros más importantes para el funcionamiento del sistema, que en nuestro caso fueron la densidad de corriente, la dosis de peróxido de hidrógeno y el tiempo de reacción, obteniendo la optimización del sistema para obtener la mayor remoción de contaminantes.

Se procedió a caracterizar fisicoquímicamente el agua residual antes y después de cada prueba, centrándonos en la DQO y turbidez, para determinar los porcentajes de remoción de éstos. Las pruebas se llevaron a cabo utilizando un Potenciostato – Galvanostato, que nos permitió mantener una intensidad de corriente constante a lo largo de cada experimentación, según se necesitaba (cronoamperometría).

Una vez obtenidos los parámetros optimizados para el sistema, se procedió a evaluar el proceso con una última caracterización fisicoquímica antes y después del tratamiento. Así mismo, se llevó a cabo una evaluación de la degradación de ciprofloxacina con el sistema optimizado, para corroborar la formación del radical hidroxilo durante el proceso, utilizando la técnica de UV-Vis, identificando la remoción del contaminante y la generación de dicho radical.

CAPÍTULO I
ANTECEDENTES Y ESTADO DEL ARTE

1. Antecedentes

1.1 Aguas residuales

Uno de los desafíos más apremiantes de nuestra época es el correcto acceso, distribución y aprovechamiento del agua. A pesar de que el planeta Tierra está constituido mayoritariamente por este líquido (estimado incluso en un volumen de 1,386 billones de hectómetros cúbicos), es necesario señalar que éste es un recurso finito, como se ilustra en la Figura 1. Además, de este volumen sólo 35 billones de hectómetros son agua dulce (el 2.53 %) y únicamente el 0.77 % es apto para el consumo humano, ya que dos terceras partes no se consideran disponibles, pues se encuentran alojadas en glaciares, nieve y hielo; 10.5 millones de hectómetros cúbicos existen como aguas subterráneas mientras que solamente 0.4 billones se encuentran en lagos, ríos suelo, aire, humedales y plantas (CONAGUA, 2019).



Figura 1. Imagen representativa sobre la distribución del agua en el planeta. Adaptada de agua.org.mx

Estos recursos hídricos son renovables siempre y cuando exista una relación equilibrada entre la extracción y la recuperación, lo que se conoce como estrés hídrico: “la razón entre el total de agua dulce extraída por los principales sectores económicos y sociales y el total de recursos hídricos renovables” (FAO, ONU, 2024), es decir, se produce cuando la extracción por demanda de agua dulce excede la cantidad disponible durante un determinado periodo de tiempo, al igual que cuando una mala calidad limita su uso, provocando un deterioro (Zarza, s.f.). Sin embargo, un rol crítico en el ciclo hidrológico es el papel que desempeña el ser humano, ya que, además de la creciente densidad poblacional mundial, las actividades antropogénicas y sus efectos adversos (como el cambio climático) repercuten directamente en la demanda de agua, agudizando la escasez y la crisis del agua (UNESCO, 2003).

Otra vertiente de la problemática del agua es que la escasez se conjunta con la contaminación del agua, lo cual refiere a los desechos vertidos a las aguas receptoras sin un tratamiento previo. Es importante resaltar que, a pesar de que es muy difícil contabilizar la extensión y gravedad, se estima que unos 2 millones de toneladas de estos desechos son arrojados diariamente a éstas, y que hay una producción global de 1,500 km³ de aguas residuales. Si se toma en cuenta que 1 litro de aguas residuales puede contaminar hasta 8 litros de agua dulce, la estimación asciende a 12,000 km³ (UNESCO, 2003).

De aquí la imperiosa necesidad de contar con infraestructura y buenas políticas públicas que logren la implementación de tratamientos eficientes para poder disminuir el efecto adverso del consumo de agua, y sea factible reutilizar el agua, o bien, descargarla a los cuerpos de agua dulce, aminorando los impactos negativos.

Partiendo de la *Ley de Aguas Nacionales*, se encuentra la acepción de aguas residuales, definidas como las aguas “de composición variada, provenientes de las descargas de usos público, urbano, doméstico, industrial, comercial, de servicios, agrícola, pecuario, de las plantas de tratamiento y en general, de cualquier uso, así como la mezcla de ellas” (2023, p. 2). En otras palabras, aquellas que han sido afectadas por actividades antropogénicas, lo que altera su composición, calidad y pureza original, debido a que contienen diversos contaminantes, como materia orgánica y otras sustancias químicas. Debido a su origen de descarga, podemos clasificarlas en tres tipos de aguas residuales:

- a) **Domésticas.** – Proviene de las viviendas del ser humano, tanto rurales como urbanas. Se refieren a las producidas en el ámbito casero y, en esencia, las que entran en contacto con los desechos provenientes del metabolismo humano.
- b) **Industriales.** – Las que proceden de fábricas y centros de producción. Contienen vertidos y líquidos químicos específicos, en su mayoría.
- c) **Agrícolas y ganaderas.** – Las que derivan de la explotación ganadera y agrícola. Contienen contaminantes orgánicos y químicos.

Las aguas residuales domésticas se pueden clasificar a su vez, por su contenido de carga orgánica: aguas negras (aquellas que provienen de los sanitarios, es decir, las que se mezclan con heces y orina) y aguas grises (las que provienen de actividades domésticas diarias, tales como lavado de ropa, duchas, lavabos, etc.) (Anaya *et al*, 2022).

A pesar de que la densidad poblacional va en aumento y con ésta la demanda y uso de agua, no sucede lo mismo con su posterior tratamiento, pues, según datos del Banco Mundial, en el mundo cerca del 80 % del agua residual es vertida al medioambiente sin algún tipo de tratamiento, como se ilustra en la Figura 2, o, en su caso, uno inadecuado, lo que impide ser reaprovechada y genera un impacto negativo en los ecosistemas (National Geographic, 2024).



Figura 2. Ejemplo del vertido de aguas residuales sin un tratamiento. Adaptada de iagua UNAM (2018)

1.2 Composición de las aguas residuales en México, una aproximación

En general Las aguas residuales se caracterizan por estar compuestas predominantemente por agua, mientras que una fracción menor corresponde a materiales sólidos presentes en distintas formas. Estos sólidos incluyen componentes de naturaleza mineral, así como materia orgánica e inorgánica, cuya proporción y características dependen del origen del efluente.

No es fácil determinar los elementos que conforman las aguas residuales, pues, como se vio en la clasificación anterior, su procedencia es muy variable. Por ende, al existir diversos factores que la contaminan, los elementos inmersos en los procesos para los que es utilizada resolverán su composición y concentración (Ecología Verde, 2024).

En particular, las aguas residuales domésticas contienen una fracción mineral asociada a los residuos generados durante las actividades cotidianas y a los sólidos disueltos originalmente presentes en el agua potable. Por otro lado, la materia orgánica tiene un origen eminentemente antropogénico y está constituida principalmente por compuestos carbonáceos, proteínas y lípidos. Dentro de esta fracción, las proteínas representan aproximadamente entre el 40 y el 50 % de la materia orgánica total y se encuentran formadas por complejos de aminoácidos que actúan como una fuente esencial de nutrientes para los microorganismos. Se estima que entre el 50 y el 60 % de las proteínas se presenta en forma disuelta, mientras que alrededor del 20 al 30 % se encuentra asociada a la fracción sedimentable de las aguas residuales (Gutiérrez, s.f.).

Podemos apoyarnos de la Tabla 1, de SEMARNAT y CONAGUA (2007), para conocer de una manera general la composición típica de las aguas residuales de origen doméstico.

Tabla 1. Aproximación de la composición típica de las aguas residuales domésticas.

Parámetro	Unidades	Concentración		
		Alta	Media	Baja
Sólidos totales	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	200	720	350
Disueltos totales	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	850	500	250
Fijos	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	525	300	145

Volátiles	mg · L ⁻¹	325	200	105
Suspendidos totales	mg · L ⁻¹	350	220	100
Fijos	mg · L ⁻¹	75	55	20
Volátiles	mg · L ⁻¹	275	165	80
Sólidos sedimentables	mL · L ⁻¹	20	10	5
DBO (a 20°C)	mg · L ⁻¹	400	220	110
COT	mg · L ⁻¹	290	160	80
DQO	mg · L ⁻¹	1 000	500	250
Nitrógeno (total como N)	mg · L ⁻¹	85	40	20
Orgánico	mg · L ⁻¹	35	15	8
Amoniacal	mg · L ⁻¹	50	25	12
Nitritos	mg · L ⁻¹	0	0	0
Nitratos	mg · L ⁻¹	0	0	0
Fosfatos (como P)	mg · L ⁻¹	15	8	4
Clorados b	mg · L ⁻¹	100	50	30
Alcalinidad (como CaCO3)	mg · L ⁻¹	200	100	50
Grasas	mg · L ⁻¹	150	100	50

Nota: Adaptada del Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento. SEMARNAT CONAGUA. pp. 156

Si bien, la composición del agua residual doméstica puede variar significativamente según el origen y las condiciones locales, la Tabla 1 permite identificar los contaminantes predominantes y los parámetros más representativos para evaluar procesos de tratamiento.

Para este caso, podemos encontrar tres grandes familias: el material particulado y coloidal, relacionado con los sólidos suspendidos totales, volátiles suspendidos, sólidos sedimentables, directamente tocantes a la turbidez; materia orgánica, representada por la DBO, DQO, COT y las grasas y aceites; y, por último, los nutrientes como el nitrógeno y el fósforo.

1.3 Tratamientos de Aguas Residuales

Los espacios físicos destinados a remediar el agua residual se conocen como Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR, por sus siglas), cuyo objetivo se logra al integrar procesos y operaciones unitarias, que se seleccionan dependiendo de las características particulares del agua residual a tratar, así como de la calidad que se espera obtener.

En cuanto a la clasificación de los procesos, de manera general se tienen dos divisiones: por la naturaleza de su proceso, o bien, por la etapa que se tiene en un tren de tratamiento. Esto se ejemplifica en la Figura 3 y Tabla 2.

Fisicoquímicos	Biológicos	Sistemas Naturales
<ul style="list-style-type: none"> Este tipo de tratamientos hacen uso de procesos físicos (filtración, rejillas, gravedad,, atracción electrostática, entre otros) y de procesos químicos, (coagulación, absorción, oxidación, precipitación, etc.); 	<ul style="list-style-type: none"> Aquellos en donde se lleva a cabo una degradación de materia orgánica por medio de microorganismos, subdividiéndose a su vez en sistemas aerobios (requieren oxígeno molecular disuelto) y anaerobios (funcionan sin oxígeno). 	<ul style="list-style-type: none"> Estos son construidos, y son sistemas que aprovechan las transformaciones que se llevan a cabo en el entorno natural, pero buscando incrementar su capacidad de tratamiento de manera controlada. Ejemplos de estos son los humedales artificiales o descargas directas al suelo.

Figura 3. Clasificación de los tratamientos de agua.

Tabla 2. Diferentes tipos de tratamientos en las PTAR.

Tratamiento	Descripción	Ejemplos
Pretratamiento	Antes de que se procese el agua para su purificación, se somete a una serie de mecanismos físicos que buscan remover materiales de gran volumen principalmente, como rocas, basura, plásticos, troncos, etc. Se efectúa mediante la separación de sólidos, desbaste, tamizado, desarenado y desengrase.	<ul style="list-style-type: none"> Pozos gruesos. Cribas. Rejillas. Desarenadores.
Primario (Físico)	El principal objetivo de esta etapa es la de remover, por medios físicos o mecánicos, la mayor parte de materia sedimentable o flotante, por lo que se busca suprimir la materia física que se aprecia a simple vista, y una fracción importante de carga orgánica. En este proceso, se puede lograr la remoción de hasta el 70 % de los sólidos suspendidos totales, y un 30 % la reducción de la Demanda Biológica de Oxígeno (Yanela, 2020). Se busca preparar el agua por	<ul style="list-style-type: none"> Sedimentación. Filtración. Coagulación.

medio de una neutralización y homogeneización de partículas (Cely, 2023). La sedimentación (primaria) y la filtración son ejemplos de este tipo de procesos.

Secundario (Biológico)	Se busca remover compuestos orgánicos mediante el trabajo de bacterias y microorganismos (procesos biológicos), tanto aerobios como anaerobios, que eliminen los patógenos y otros elementos contaminantes presentes en las aguas residuales. Estos tratamientos pueden alcanzar a remover entre un 50 y un 95 % de la Demanda Biológica de Oxígeno. Los tratamientos más comunes son los lodos activados y las lagunas de desestabilización.	<ul style="list-style-type: none"> ✚ Lodos activados. ✚ Lagunas de desestabilización.
Terciario	Se busca suprimir sólidos suspendidos residuales, después del tratamiento biológico. Un proceso muy común es la desinfección, ya que, en este paso, también se busca eliminar los nutrientes que aún quedan.	<ul style="list-style-type: none"> ✚ Cloración
Cuaternario Avanzado (Químico)	En esta fase, que no es tan general ya que se puede identificar como “complementaria”, se pretende remover los agentes patógenos que aún permanecen en las aguas residuales. Es decir, se busca eficientizar la reducción del material orgánico aún presente, así como la eliminación de contaminantes específicos, mediante procesos más detallados.	<ul style="list-style-type: none"> ✚ Intercambio iónico. ✚ Ósmosis inversa. ✚ POA.

Una representación gráfica de una PTAR se muestra en la Figura 4, donde el agua residual pasa por un pretratamiento para eliminar sólidos de gran tamaño. Posteriormente, se somete a un proceso de sedimentación y, después, al reactor biológico, para que los microorganismos puedan disminuir la materia orgánica. En seguida, se lleva a cabo un tratamiento fisicoquímico, buscando eliminar sólidos suspendidos residuales y una desinfección, logrando disminuir la toxicidad del agua para su reutilización.

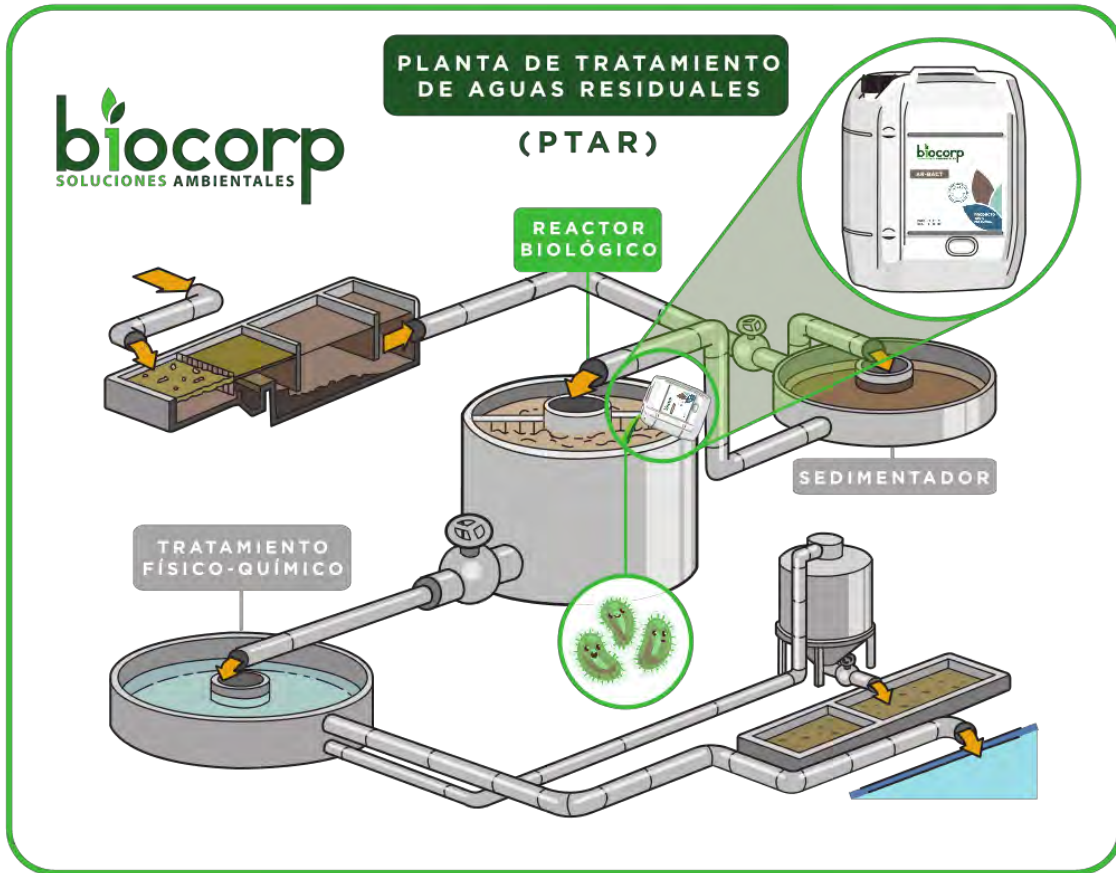


Figura 4. Esquema del tren de tratamiento de una PTAR. Adaptada de: biocorp.com.mx

1.4 Contaminantes emergentes

Carrera E., en su artículo *Contaminantes recalcitrantes, el reto en el tratamiento de aguas residuales* (2024), menciona que los procesos convencionales están limitados para remover o degradar de manera efectiva algunos contaminantes, debido a la gran estabilidad química que presenta su estructura, y no son fácilmente susceptibles a los mecanismos de degradación utilizados en los tratamientos antes mencionados. A este tipo de contaminante se les conoce como “emergente” o “recalcitrante”.

Se retoma la definición de Torres *et al* en su artículo “*Contaminantes emergentes en México: panorama actual, retos y una posible solución biotecnológica*” (2024), donde indican que este término se acuña a compuestos de naturaleza química orgánicos e inorgánicos, con

origen variado, que, a pesar de no tener una regulación como tal, y carecer de monitoreo, al liberarse en el medio ambiente provocan daños tanto ambientales como a la salud humana y de otros seres vivos. Este tipo de contaminantes están presentes en muchos productos que se utilizan en la vida cotidiana, doméstica e industrial, como lo son algunos ingredientes de herbicidas, pesticidas, detergentes, productos de cuidado personal, combustibles, productos farmacéuticos, etc., como se ejemplifica en la Figura 5. Si bien su presencia no se considera significativa en términos de concentración o distribución, pues es tan baja que incluso se les conoce como micro contaminantes, tienen un gran potencial de afectación a la salud y medio ambiente.



Figura 5. Algunos tipos de contaminantes recalcitrantes presentes en el agua residual. Elaboración propia

Gil *et al*, en 2012, mencionan que, si bien se tiene identificado de dónde provienen estos contaminantes, los cuales generalmente vienen acompañados de altas cargas de componentes orgánicos específicos, las plantas de tratamiento convencionales de aguas residuales no están diseñadas para eliminarlos, siendo urgente encontrar nuevos métodos que puedan ayudar a la remoción o contención de estos agentes.

1.5 Procesos de oxidación avanzada.

Una alternativa existente para lograr una mejor remoción de contaminantes del agua residual son los procesos de oxidación y oxidación avanzada (*POA's*, por sus siglas en inglés). Como menciona Palomares, R. (2021)., los primeros son aquellos en donde se busca, debido a las transferencias de electrones, oxidar contaminantes recalcitrantes a procesos oxidativos. En tanto, los *POA's* se refieren a aquellos en los que, a condiciones de temperatura y presión cercanas a las ambientales, se pueden generar radicales oxidantes altamente reactivos de forma sustancial, que permitan la interacción con los compuestos orgánicos del medio (Rodríguez, J. *et al*, (2010).

Los radicales que se generan en los *POA* son el hidroxilo ($OH\cdot$), una de las especies con mayor potencial de oxidación y que, al ser tan reactivo, permite la degradación de varios compuestos orgánicos (Zaldumbide, 2016), y el radical sulfato (SO_4). En la Tabla 3 se presentan algunos oxidantes con su respectivo potencial, y se puede apreciar que el radical hidroxilo está sólo por debajo del Flúor como el oxidante más potente. Ahora bien, la producción de estos radicales puede obtenerse por diferentes medios, como puede ser mediante el uso de peróxido de hidrógeno, incidencia de luz visible o ultravioleta, catalizadores y oxígeno. (Delgado Nina & Santander Pacoricona, 2017, como lo cita Palomares, 2021). Los *POA* presentan algunas ventajas sobre los procesos convencionales, como una velocidad de reacción más rápida, pueden utilizarse para una desinfección efectiva, degradar un mayor número de materia orgánica y distintos metales pesados, obteniéndose como subproductos agua y dióxido de carbono (Castro, N., s.f.). No obstante, existe un elevado costo de instalación, operación y mantenimiento, requerir de mano de obra especializada y la generación de subproductos indeseables (Palomares, 2021).

Tabla 3 Especies oxidantes y sus potenciales redox.

Oxidante	E ⁰ /V	Oxidante	E ⁰ /V
F ₂ /F ⁻	3.06	MnO ₄ /Mn ²⁺	1.67
•OH/H ₂ O	2.80	ClO ₂ /Cl ⁻	1.50
O/ H ₂ O	2.42	HClO/Cl ₂	1.49
O ₃ / O ₂	2.07	Cl ₂ /Cl ⁻	1.36
H ₂ O ₂ / H ₂ O	1.77	Br ₂ /Br	1.09
HO ₂ /OH ⁻	1.70	I ₂ /I ⁻	0.54

Elaboración propia, con referencia de Montero, I. *et al.* (2020).

De forma general, como mencionan Chahar, M., *et al* (2022), el mecanismo de estos procesos involucra 3 pasos, los cuales se presentan en la Figura 6.

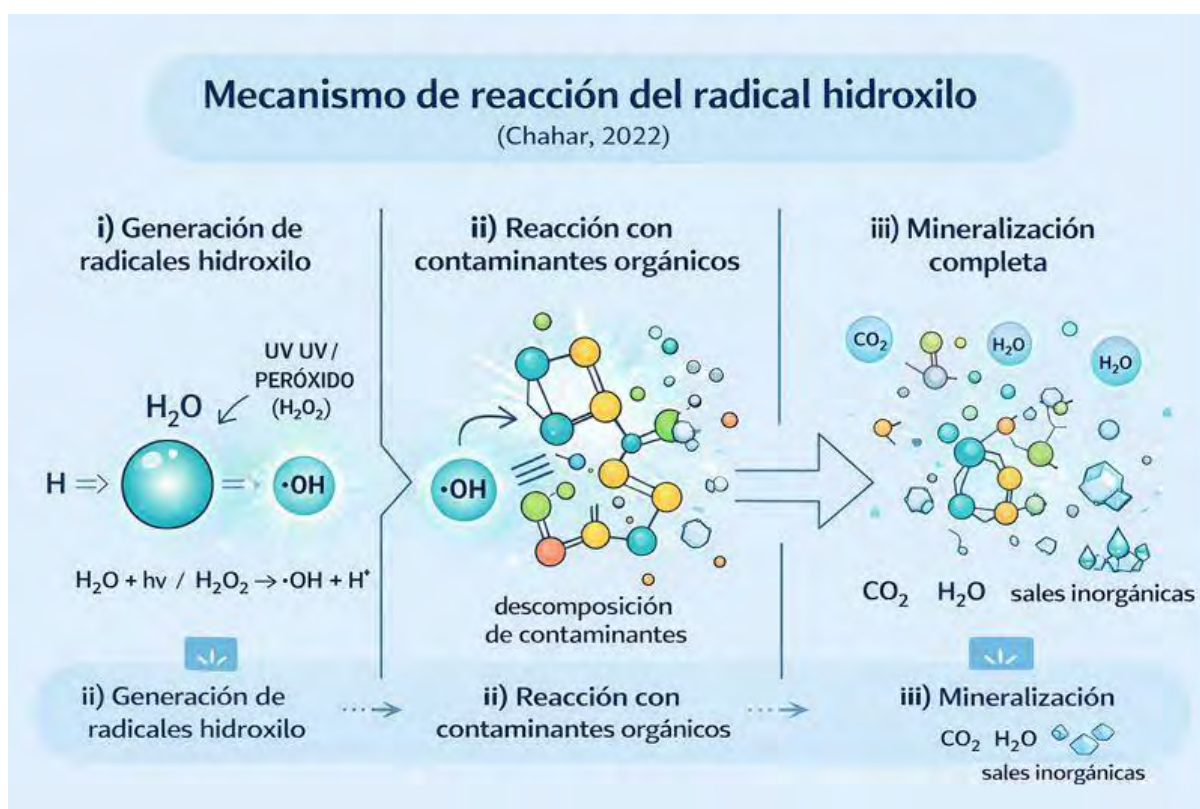


Figura 6. Generación, reacción y mineralización del radical hidroxilo. Elaborado con IA.

1.6 Tecnologías electroquímicas para el tratamiento de aguas

Los tratamientos electroquímicos se basan en la aplicación de una corriente eléctrica para inducir reacciones de reducción y oxidación sobre electrodos sumergidos en una solución acuosa, como se ilustra en la Figura 7, lo que conlleva a modificar la composición química del medio y agentes contaminantes, permitiendo su remoción parcial, total, o su degradación. Estos procesos presentan algunas ventajas sobre los convencionales, ya que no necesitan reactivos químicos (o disminuye su uso), suelen desarrollarse a presión y temperatura ambientales, pueden ser selectivos o tratar una gran variedad de efluentes (Rodrigo, M., *et al.*, 2014).



Figura 7. Ejemplo de una celda electroquímica

La corriente eléctrica funciona como un agente tanto oxidante como reductor, debido a que el electrón, reactivo principal de estos procesos, fluye del polo negativo al polo positivo de

la fuente de energía, debido a la menor concentración de ellos. Por consiguiente, los electrodos de una celda electroquímica son los principales componentes del sistema. Así mismo, debido a esta inducción se crea un campo eléctrico entre el ánodo y el cátodo, que funge como una fuerza generadora de la migración de iones (Cañizares *et al.*, 2020). Esta transferencia en el sistema es posible debido al electrolito, el cual es una solución acuosa (o sal fundida) que contiene iones libres que permiten el transporte de carga eléctrica por el movimiento de iones libres (conducción iónica), además de facilitar la difusión de especies químicas hacia y desde la superficie del electrodo (transporte de masa).

De forma general, se presenta la siguiente tabla, con algunas de los procesos electroquímicos aplicados al tratamiento de aguas residuales, retomando el estudio de Millán Ocampo *et al* (2023) y el de “*Tecnologías electroquímicas en el Tratamiento de Aguas*”, (Montaño, J. s.f.):

Tabla 4. Ejemplos de Tecnologías electroquímicas.

Proceso	Breve descripción	Aplicación	Ventajas principales	Limitaciones
Electrocoagulación	Se usa un ánodo de sacrificio, que se disuelve liberando iones metálicos, los cuales forman hidróxidos metálicos, que funcionan como coagulantes	Remoción de turbidez, color, DQO, DBO, metales pesados, aceites y surfactantes.	Alta eficiencia en remoción de partículas y coloides; generación <i>in situ</i> de coagulantes; operación sencilla.	Generación de lodos; consumo energético; posible pasivación de electrodos.
Electro-oxidación	En el ánodo, los contaminantes orgánicos se oxidan directa o indirectamente por especies oxidantes.	Degradación de contaminantes orgánicos, como pesticidas, colorantes, fármacos.	Alta capacidad de mineralización; no genera lodos; efectiva para contaminantes persistentes.	Alto consumo energético; electrodos costosos; menor eficiencia en aguas muy turbias.
Electro-flotación	En el cátodo se generan microburbujas de H ₂ y O ₂ debido a la reducción del agua, que arrastran partículas, flóculos o aceites hacia la superficie.	Separación de aceites, grasas, sólidos suspendidos, microalgas y lodos activados.	Flotación rápida; no requiere aire comprimido; eficiente para aceites y grasas.	Baja eficiencia para contaminantes disueltos; requiere etapa posterior de remoción de espuma.

Electrodialisis	Separa iones disueltos mediante membranas de intercambio iónico, catiónicas y aniónicas, bajo un campo eléctrico.	Desalinización, desmineralización, recuperación de sales y metales.	Alta selectividad iónica; recuperación de especies valiosas; bajo consumo químico.	Costo elevado de membranas; ensuciamiento.
Electrodeposición	Los iones metálicos son reducidos en el cátodo y son depositados como metales sólidos.	Recuperación de metales pesados de aguas industriales o efluentes galvánicos.	Permite recuperación directa de metales; alta selectividad; reducción de toxicidad del efluente.	Limitada a especies electroactivas; requiere control preciso del potencial; no aplica a matrices complejas.
Fenton electro asistida	La generación del radical hidroxilo se lleva a cabo debido a la generación <i>in situ</i> del peróxido de hidrógeno por la reducción de oxígeno en el cátodo.	Oxidación y degradación de materia orgánica.	Alta capacidad oxidante; menor consumo externo de reactivos; integración de oxidación y coagulación.	Requiere control estricto de pH; consumo energético; posible acumulación de hierro residual.

Elaboración propia.

Si bien cada proceso electroquímico presenta ventajas (y limitaciones) particulares, la electrocoagulación acoplada al proceso Fenton electro-asistido destaca por su capacidad de integrar mecanismos de oxidación avanzada y separación físico-química en una sola etapa, lo que la convierte en una alternativa atractiva para el tratamiento de aguas residuales complejas.

1.7 Estado del arte

Estudios recientes han demostrado la efectividad del proceso de electrocoagulación para el tratamiento de distintos tipos de aguas residuales. En 2017, Elazzouzi *et al*, utilizaron la EC en aguas residuales urbanas. Se realizó un sistema de dos procesos combinados, primero la EC y posteriormente el tratamiento de floculación con un agente orgánico. Bajo las condiciones óptimas, que fueron el uso de electrodos de aluminio, un pH de 7.4, densidad de corriente de 200 A*m⁻², un tiempo de reacción de 30 minutos y dosis del floculante de 6 mL*L⁻¹, lograron remover el 85% de la DQO, 84% la DBO, los SST en 94%, la

concentración de nitratos en un 73% y la de Fósforo en 99%. Resalta que, para eliminar el 99% de coliformes fecales, este proceso tardó 10 minutos.

En un estudio realizado a aguas residuales de la manufactura del tratamiento de fibras recicladas a base del papel, Neha & Chandrakant (2019) hicieron un análisis sobre la viabilidad económica de utilizar la EC, resultando en un costo aproximado de 0.83 euros para tratar un litro del efluente. Observaron una reducción del 95 % de la DQO, disminución del color del 67 % y redujeron de 2,758 hasta 1340 mg/L de sólidos disueltos totales. Para su estudio encontraron que los mejores parámetros para eficientizar el proceso fueron: un pH de 7, densidad de corriente de 20 mAcm⁻² y una distancia de electrodos de 2 cm, además de que utilizaron electrodos perforados.

En México, Bonola *et al* (2021) lograron remover 99.99% el Cromo III de aguas reales de descarga de curtidoras, utilizando un reactor cilíndrico rotatorio, mediante la técnica de electro – precipitación. Los parámetros óptimos fueron una densidad de corriente de 30mAcm⁻², usando valores del pH de 5 y 6, un electrodo de TiO₂/RuO₂, y un tiempo de residencia menor a los 60 min. Así mismo, se identificó el consumo energético (7.5 kWh m³).

En Perú, Lostaunau-Silvera *et al.* (2023) evaluaron la electrocoagulación (EC) para el tratamiento de aguas residuales provenientes del lavado de unidades de transporte de diésel, empleando electrodos de aluminio y de hierro en configuración monopolar. Determinaron como condición óptima una densidad de corriente de 80.2 A/m² y un tiempo de operación de 20 minutos. Bajo dichas condiciones, se obtuvieron eficiencias de remoción superiores al 99 % para aceites y grasas, demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y turbidez. Para los sólidos suspendidos totales (SST), la remoción fue mayor al 90 %. Adicionalmente, se cuantificó el consumo energético específico, obteniéndose valores de 4.03 kWh/m³ y 3.97 kWh/m³ para los sistemas con electrodos de aluminio y hierro, respectivamente.

De acuerdo con lo señalado por José Moya (2018), la electrocoagulación se ha consolidado como una tecnología eficiente para el tratamiento de aguas contaminadas, particularmente por su capacidad para desestabilizar y remover partículas coloidales en el intervalo de 1 a 1000 nm. Asimismo, diversos estudios han reportado reducciones significativas en la

demanda química de oxígeno, así como la remoción de sales disueltas, compuestos orgánicos persistentes como los bifenilos policlorados, especies inorgánicas tóxicas tales como cianuros y nitritos, y contaminantes asociados a tintes y colorantes. Adicionalmente, este proceso ha mostrado un desempeño favorable en la electrodeposición y eliminación de metales pesados y, más recientemente, ha sido investigado como una alternativa viable para la remoción parcial de contaminantes emergentes.

Como resultado de la revisión bibliográfica, se muestra la Tabla 4, en la que se hace un resumen de algunos trabajos que han investigado el proceso de electrocoagulación con distintos tipos de agua residual, señalando los parámetros que consideramos más importantes.

Tabla 5. Estado del arte de la EC.

Tipo de Agua / Procedencia	Densidad de corriente	Tiempo exposición	Material Electrodo		Referencia
Residual	100 A/m ²	20 min	Fe	Filtro de carbón	Fuat Özyonar, Mehmet Utku Korkmaz
Residual doméstica Río Eufrates	(9.23 - 45 A/m ²). 0.2 - 1.4 A	15 - 60 min 60 min	Al Fe	Acero Al	Million Ebba Bote Raad Farhan Abbass, <i>et al</i>
Residual autolavados Lixiviados	30 mA/cm ² 3.4 - 4 A	30 - 60 min 47 - 60 min	Al Fe	Al Al	Edris Hoseinzade, <i>et al</i> Sanaz Sediqia <i>et al</i>
Residual doméstica e industrial Curtidurías	5 - 15 A/m ²	-	Al	Acero	Mendes Predolin, Lyvia
Residual doméstica	10, 20 y 30 A/cm ²	0 a 120 min	Acero	Acero	Bonola Barrientos, Beatriz Elena
Residual doméstica	3 A/cm	10 - 20 min	Al	Fe	Ramón Córdova, Yanela Marlene
Alimentos (gelatinas)	6.26 A/m ²	15 min	Fe	Al	Arango Ruiz, Álvaro
Residual de industria del papel	20mA/cm ²	20 min	Fe	Fe	Pandey Neha & Chandrakant Thakur
Agua de Presas	7 mA/cm ²	30 min	Al	Al	Gómez R. Carlos, <i>et al</i>
Residual doméstica	200 A/m ²	30 min	Al	Al	M. Elazzouzia, <i>et al</i>
Agua torres de enfriamiento	7.5 - 15 A	30 min	Fe	Fe	Blass G, & Panamá L.

Aguas residuales domésticas	2 A	9 min	Fe	Fe	Salinas del Río, Bryan.
Aguas residuales textiles	8 mA/cm ²	30 min	Al	Acero	Olmos Bonilla & Moncaleano Guayara
Agua residual municipal	4 mA/cm ²	20 min	Al	Al	Nawarkal & Salkar.

Elaboración propia.

De manera más reciente, se han reportado estudios en los que el proceso de electrocoagulación se acopla con Fenton o Electro-Fenton (EF). Generalmente, esta configuración se desarrolla en dos etapas: (i) acidificación de la solución a un pH entre 2 y 4, con el fin de favorecer la estabilidad del sistema Fe^{2+}/Fe^{3+} y la eficiente generación de radicales hidroxilo ($\cdot OH$), y (ii) ejecución de la EC bajo condiciones cercanas a la neutralidad, donde la precipitación de hidróxidos metálicos es más estable y se promueve la formación de flóculos de mayor calidad (Phuong et al., 2025).

Se comparte la Tabla 6, donde se aprecian diversos estudios en donde se ha utilizado el proceso Fenton, como el acoplamiento de éste con la EC. Pocas investigaciones llevaron a cabo un sistema híbrido, que funcione en la misma etapa.

En la Tabla 6 se puede observar una revisión bibliográfica tanto de procesos Fenton como de sus derivados, así como algunas nuevas investigaciones enfocadas en el tratamiento de la EC acoplada con Fenton, debido a las ventajas que podría suponer dicho proceso. Para los primeros, lo más importante es, como se explicará en el siguiente capítulo, que se utilizan variaciones del proceso Fenton, ya que la mayoría trabaja en pH ácidos para tener un medio donde sea estable esta reacción. Como lo señalaron Phuong, D. *et al.* (2025), una condición para su estudio era mantener el pH en un nivel de 3, lo que supuso monitorear todo el tiempo este parámetro, y utilizar una solución externa para mantenerlo en ese valor.

Tabla 6. Estado del arte de Fenton EC + EF

Proceso	Densidad de corriente	Tiempo exposición	H ₂ O ₂	pH _i	pH _f	Resultados	Referencia
---------	-----------------------	-------------------	-------------------------------	-----------------	-----------------	------------	------------

Foto-Fenton aguas residuales farmacéuticas	NA	101 min.	4,380 ppm	2.87	-	% R Diclofenaco > 99%;	Öztürk, E. <i>et al.</i> (2025).
Electro-Fenton aguas residuales de coque.	30 mA/cm ²	80 min.	Reducido en el cátodo.	3	-	% Re TOC. 94 % % R DQO = 100 %; Cons. Ener. 5.12 kWh/m ³	Li, J. <i>et al.</i> (2025).
Fenton heterogéneo en aguas residuales textiles.	NA	110 min.	1,000 ppm	3	-	% R DQO = 77.4%; % R color = 88%	Phuong, D. <i>et al.</i> (2025).
Electro-Fenton aguas residuales agroindustriales.	NA	180 min.	Reducido en el cátodo.	10.48	5.9 8	% R COT = 83.75%	Vásquez-Gómez, N. <i>et al.</i> (2021).
Fenton aguas residuales domésticas.	NA	120 min.	124.4 mM	6.41	-	% R DQO = 93%	Naranjo-Tovar, D., Morillo, S., <i>et al.</i> (2021).
Electro-Fenton aguas residuales municipales.	8.7 A/m ²	-	1,098.03 ppm	3.07	-	% R DQO = 89.5%	Medina, C. (2022).
EC + EF aguas residuales de hospitales	20 mA/cm ²	63 min	Reducido en el cátodo	3	8	% Re DQO = 93.5%; Cons. Ener. 18.325 kWh/kg DQO	Alismaeel, Z, <i>et al.</i> (2025).
EC + EF aguas residuales industrial	37.2 - 74.5 mA/cm ²	2 h	Reducido en el cátodo	3	6.8	% Re DQO = 85%. Procesos separados.	Nidheesh, P. <i>et al.</i> (2022).
EF - EC aguas residuales orgánicas con RhB	30 mA/cm ²	60 min	4,500 ppm	3	-	% R RhB = 96.39%; Cons. Ener. 0.128 kWhm ⁻³ .	Liu, K. <i>Etlal.</i> (2024).
EC - EF aguas residuales domésticas.	> 1 A	5 - 17.5 min.	0 - 9,000 ppm	4	9	% Re DQO 80%; % Re Turb. 99%	Carvalho, A., <i>et al.</i> (2024).
EC + EF aguas residuales de curtidoras.	8- 91.6 mA/cm ²	2.5 h	Reducido en el cátodo	3	8.7	% Re DQO = 82%; % Re Turb. > 99 %	Rai, D. & Sinha, S. (2023).

Elaboración propia.

1.8 Justificación

El acceso al agua se ha convertido en una problemática global que exige atención urgente, debido a la creciente escasez del recurso, atribuida principalmente a factores de origen antropogénico. Según datos de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Agua, aproximadamente 2 500 millones de personas, equivalentes al 36 % de la población mundial, viven actualmente en regiones con estrés hídrico (ONU, 2023; Li Loefeng, 2023). Asimismo, se calcula que la exigencia mundial de agua aumente hasta en un 40 % para el 2030, intensificando la presión sobre los recursos hídricos disponibles (ONU, 2023).

El estrés hídrico no es únicamente consecuencia del cambio climático, sino que se ve agravado por deficiencias en la gobernanza del agua, políticas públicas ineficientes y una limitada concientización social. Factores como la urbanización acelerada, el crecimiento poblacional, la sobreexplotación de acuíferos y la contaminación de cuerpos de agua constituyen elementos determinantes que conducen a escenarios críticos, como el denominado “Día Cero”, en el cual no es posible garantizar el suministro de agua para cubrir las necesidades básicas de la población (Hernández, UNAM, s.f.).

En el contexto nacional, la situación resulta particularmente preocupante debido al deterioro de las aguas superficiales y subterráneas, de las cuales proviene aproximadamente el 80 % del agua de calidad en México. La Comisión Nacional del Agua reportó que, para 2016, 105 acuíferos (alrededor del 16 % del total) se encontraban en condición de sobreexplotación. A ello se suma la baja eficiencia en el tratamiento de aguas residuales, ya que más de la mitad de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) presentan un funcionamiento deficiente o inadecuado (Mazari y Noyola, 2018), y únicamente cerca del 57 % de las aguas residuales municipales colectadas reciben algún tipo de tratamiento (UNAM Global, 2018).

Ante este panorama, resulta imperativo optimizar las PTAR existentes o incorporar tecnologías alternativas que permitan mejorar la calidad del tratamiento de aguas residuales. Como señalan Tchobanoglous et al. (2014), los sistemas de tratamiento deben ser capaces de responder a los cambios demográficos, al incremento en la carga contaminante y a la

presencia de contaminantes emergentes, garantizando al mismo tiempo una mayor eficiencia y sostenibilidad en el uso del recurso hídrico.

Bajo este contexto, el presente trabajo propone una alternativa para el reaprovechamiento del agua residual doméstica mediante la implementación de un proceso de electrocoagulación asistido con electro-Fenton como tratamiento primario, en sustitución o complemento del proceso convencional de sedimentación con coagulación–floculación. La electrocoagulación ha emergido en los últimos años como una tecnología prometedora debido a la generación *in situ* de especies coagulantes altamente reactivas y a su capacidad para remover y degradar una amplia gama de contaminantes, tales como sólidos suspendidos, materia orgánica y compuestos potencialmente tóxicos.

La aplicación de este proceso tiene como finalidad incrementar la remoción de contaminantes en las etapas iniciales del tren de tratamiento, mejorando la eficiencia de los procesos posteriores, reduciendo la carga contaminante y contribuyendo potencialmente a la disminución de costos operativos. De esta manera, se busca favorecer una gestión más sostenible del agua, disminuir la presión sobre los cuerpos hídricos naturales y promover un enfoque de economía circular en el tratamiento de aguas residuales.

Finalmente, la caracterización típica del agua residual doméstica en México, reportada por la CONAGUA, evidencia concentraciones elevadas de sólidos suspendidos, materia orgánica y fracciones coloidales, reflejadas en valores significativos de turbidez, demanda química de oxígeno (DQO) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO). En este estudio, la turbidez se emplea como un indicador directo de la remoción de partículas y coloides mediante electrocoagulación, mientras que la DQO permite evaluar la eliminación global de la materia orgánica, incluyendo fracciones no biodegradables. La selección de estos parámetros resulta adecuada para analizar el desempeño del proceso electroquímico propuesto como tratamiento primario de aguas residuales domésticas.

1.9 Hipótesis

El proceso de electrocoagulación asistida con electro-Fenton, empleando un ánodo rotatorio de acero 1018 y quitosano como reforzador de floculación, presenta una mayor eficiencia en la remoción de turbidez y demanda química de oxígeno en aguas residuales domésticas, en comparación con la coagulación química convencional, debido a la generación *in situ* de especies coagulantes de hierro y especies oxidantes que favorecen simultáneamente la desestabilización y la degradación parcial de los contaminantes.

1.10 Objetivo general

Evaluar el desempeño de la electrocoagulación asistida con electro-Fenton como tratamiento primario para aguas residuales domésticas provenientes de una planta de tratamiento del área metropolitana de la Ciudad de México, determinando las condiciones operativas que maximicen la remoción de turbidez y DQO mediante diseño de superficie de respuesta, y comparar su eficiencia con la coagulación química tradicional basada en cloruro férrico.

1.10.1 Objetivos específicos

- ✚ Evaluar la influencia de los parámetros operativos, tales como densidad de corriente, dosis de peróxido de hidrógeno y tiempo de reacción, en la remoción de turbidez y demanda química de oxígeno en el sistema EC-EF.
- ✚ Optimizar las condiciones del proceso mediante un diseño experimental tipo *Box-Behnken* y análisis de superficie de respuesta.
- ✚ Confirmar la generación de la especie oxidante radical hidroxilo generada durante el proceso mediante la prueba de atrapadores.
- ✚ Comparar el desempeño del sistema EC-EF frente al proceso de coagulación química convencional empleando cloruro férrico, bajo las condiciones óptimas identificadas.
- ✚ Evaluar el desempeño electroquímico del sistema mediante el consumo energético del proceso.

CAPÍTULO II

MARCO TEÓRICO

2.1 Coagulación – Floculación química

No es posible conseguir una disociación efectiva de las partículas coloidales utilizando únicamente procesos de separación sólido-líquido, como la decantación o flotación, debido a que se le considera un sistema estable, pues el tamaño de las partículas (de micras, incluso de *nano*) se refleja en una mínima velocidad de sedimentación. Tampoco se pueden juntar, debido a la carga eléctrica superficial existente en ellas, que son generalmente negativas, y están asociadas a los grupos carboxilo o hidroxilo en la superficie de las partículas orgánicas, lo que provoca una fuerza de repulsión entre estas partículas, pero originando una atracción de los iones de signo contrario presentes en el seno de la solución, dando lugar a la “capa difusa de iones”, evitando así la aglomeración de las partículas contaminantes (Navarro, 2008). A este mecanismo se le conoce como doble capa límite, la cual se ilustra en la Figura 8, mostrando, además, el plano y la capa de Stern y la capa difusa. El esquema ilustra la estructura de la doble capa eléctrica formada alrededor de la partícula negativa. Se observa como existe una disminución del potencial eléctrico a medida que se aleja de la superficie de la partícula. La reducción del potencial zeta mediante adsorción de especies permite la desestabilización coloidal y la formación de floculos durante el proceso.

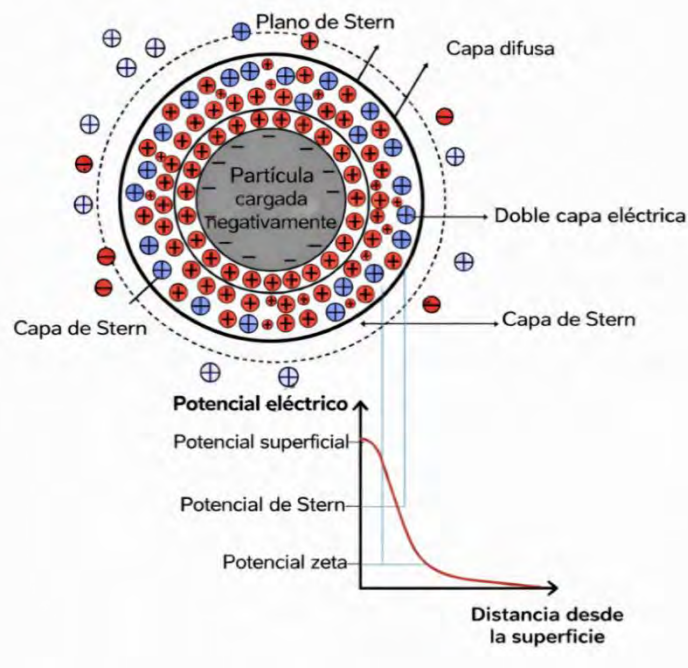


Figura 8. Diagrama de la Doble Capa Eléctrica.

De acuerdo con la definición propuesta por Francisco Javier y Mario Andrés, la coagulación puede entenderse como un proceso fisicoquímico mediante el cual se desestabilizan las partículas coloidales suspendidas en el agua, promoviendo su posterior agregación con el objetivo de facilitar su separación en etapas subsecuentes de tratamiento, tales como la decantación o el espesamiento (Pérez y Urrea, s.f.).

Como en las partículas coloidales predomina una fuerza de repulsión electrostática, se busca su desestabilización con la finalidad de que aumenten las fuerzas de atracción tipo Van der Waals, consiguiendo la agrupación y formación de sólidos de tamaño más grande. Además, el coagulante genera una adsorción de estos grupos activos, lo que conlleva a un enlace tipo puente entre las partículas (Navarro, 2008). Dicho mecanismo se consigue neutralizando las cargas eléctricas negativas de los coloides disueltos, anulando su potencial Zeta, tendiendo a agregarse por acción de masas (Salinas, 2024). Este proceso es producido por un coagulante, un electrolito con iones positivos contrarios al de los coloides. El proceso es más eficiente si existe una agitación, pues favorece el contacto con las partículas coloides, bacterias y sólidos suspendidos (Salinas, 2024). Al propiciar que estas partículas favorezcan la formación de aglomerados insolubles e inestables (llamados microflóculos), volviéndose más densos, ya que su peso específico será mayor que el del agua, es posible que decanten más fácilmente (Oladoja, 2019).

La coagulación y la floculación constituyen etapas estrechamente interrelacionadas dentro del tratamiento de aguas residuales (véase la Figura 8). Tras la neutralización de las cargas superficiales durante la coagulación, se incrementa la fuerza iónica del medio, disminuyendo las fuerzas de repulsión electrostática entre las partículas. Bajo estas condiciones, las fuerzas atractivas de Van der Waals adquieren mayor relevancia, favoreciendo la aproximación y agregación de las partículas previamente desestabilizadas, provocando la formación de flóculos de mayor tamaño.

La floculación se desarrolla mediante la formación de enlaces físicos (relativamente débiles), lo que permite que los flóculos generados puedan ser separados con facilidad en etapas posteriores de tratamiento físico, tales como la decantación, la flotación o la filtración,

procesos comúnmente empleados para la remoción de sólidos agregados en sistemas de tratamiento de aguas (Carrillo y Zavala, 2023).

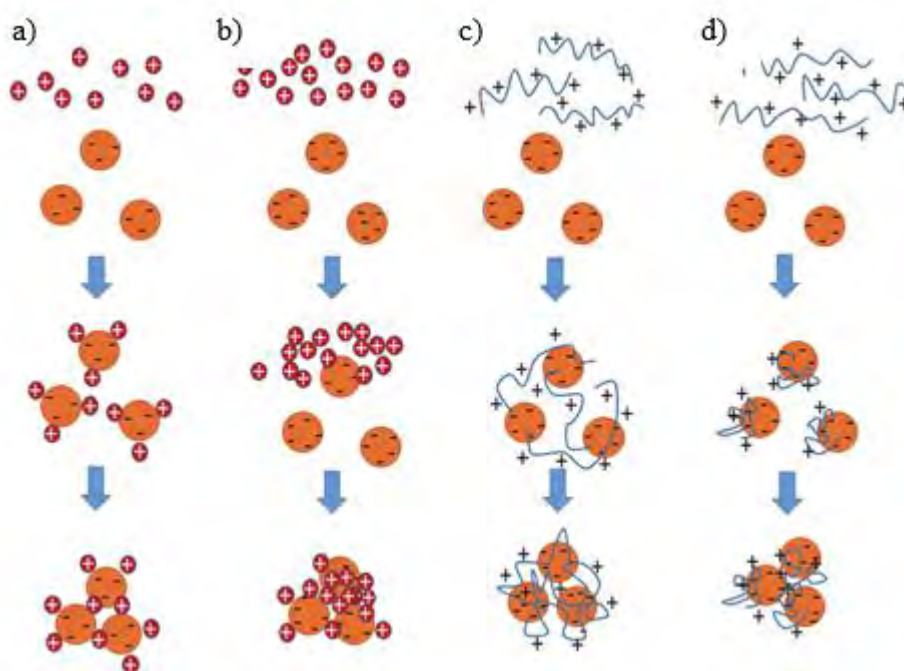


Figura 9. Mecanismos que ocurren durante el proceso de coagulación-floculación: a) Neutralización de cargas; b) Barrido de coagulación; c) Puenteo; y d) Floculación.

Para neutralizar la carga electronegativa superficial de las partículas coloidales, se utilizan sales metálicas, típicamente de aluminio o hierro, las cuales interactúan con los coloides por medio del ion positivo, el cual es adsorbido en la superficie de las partículas, comprimiendo la doble capa existente en el medio, disminuyendo el potencial zeta, lo que permite que ahora puedan unirse las partículas, ya que su repulsión energética se reduce de manera significativa, dando paso a las colisiones que permiten la formación de flóculos (Degrémnot, s.f.).

Cuando el valor de las cargas superficiales neta es cero, desaparece la repulsión electrostática, favoreciendo el proceso de electrocoagulación. Este valor se conoce como el Punto de Carga Cero, o el punto isoeléctrico. Si bien la superficie del sólido tiene ahora una carga cero, no quiere decir que no exista carga, sino que éstas se encuentran balanceadas, cancelándose entre sí. Es en este punto donde la doble capa eléctrica colapsa, la repulsión entre partículas es mínima y predominan fuerzas de Van der Waals.

Como lo señalan Pérez & Urrea (s.f.), los factores más importantes en este proceso son:

- ✚ Tipo y cantidad del coagulante
- ✚ pH del agua
- ✚ Tiempo de mezcla y floculación
- ✚ Temperatura

2.2 Electrocoagulación

El proceso de Electrocoagulación (EC) es muy similar al tratamiento químico antes mencionado, sin embargo, la principal diferencia radica en la adición del reactivo que fungirá como coagulante: mientras que en el proceso químico convencional se utilizan coagulantes químicos (principalmente sales de metales, como hierro o aluminio), en la EC los coagulantes son generados a partir de la disolución de un metal. Entonces, se puede describir a este proceso como el proceso electroquímico que busca la disolución del ánodo para formar compuestos que agrupen la materia coloidal dentro de una solución (agua residual).

La EC es un sistema simple, pero involucra mecanismos complejos, ya que toman parte procesos electroquímicos (como las reacciones redox, electrooxidación o reducción), químicos (equilibrio químico, difusión, reacciones químicas) y físicos (adsorción, flotación y coagulación).

El proceso de EC consiste en aplicar corriente eléctrica por una celda electroquímica, ocasionando la disolución del electrodo, lo que desestabiliza la carga de las partículas coloidales presentes (ver Figura 10). El paso de una corriente de electrones a través del sistema genera una reacción de oxidación en el ánodo (electrodo de sacrificio), disolviéndolo a fin de liberar iones positivos de este material en la solución (Ec. 1 y 2). Mientras tanto, la ganancia de electrones en el cátodo ocasiona la reducción del agua, liberando gas de hidrógeno e hidróxidos (Ec. 3). Estos últimos convergen con los cationes liberados en el ánodo, para fungir como coagulantes en la solución de agua residual (Al Raad, A. & Hanafiah, M., 2021).

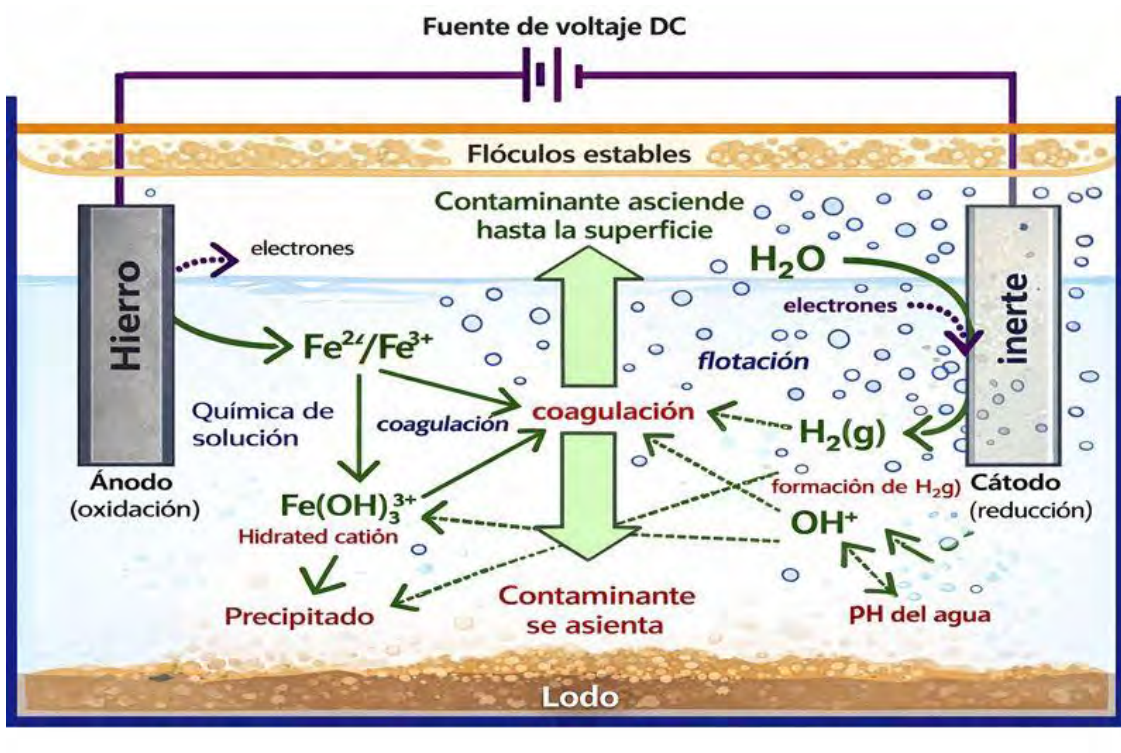


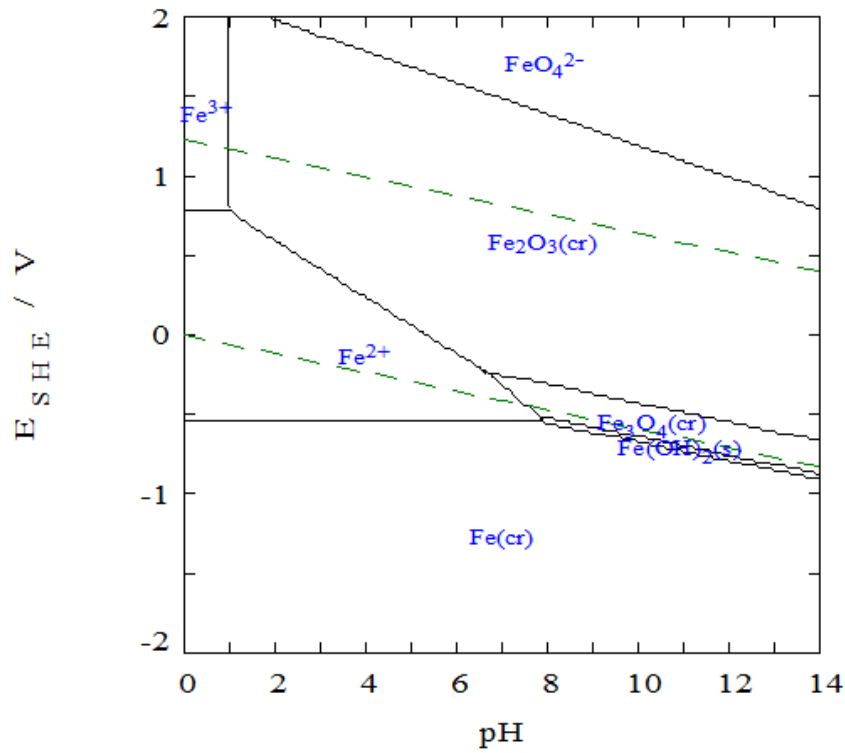
Figura 10. Procesos que se llevan a cabo en un reactor de EC. Adaptado de Hakizimana *et al.*, (2017).

2.2.1 Diagramas de Pourbaix

Los diagramas de Pourbaix (E–pH) permiten predecir la estabilidad de las especies metálicas según el pH y el potencial aplicado. En el sistema hierro-agua, presentado en la Figura 11, estos diagramas muestran las regiones de predominio de Fe^{2+} , Fe^{3+} y de los hidróxidos insolubles. Como se observa en la fig. 11, la zona de solubilidad del Fe^{3+} es bastante limitada debido a la formación de la especie Fe_2O_3 , que domina en la zona ácida neutra y alcalina de pH. Por el contrario, cuando la predominancia de la especie es Fe^{2+} , la solubilidad se incrementa hasta valores cercanos a la neutralidad y en función también del potencial; lo cual permite llevar a cabo el proceso Fenton en presencia de H_2O_2 . No obstante, como existe un equilibrio en solución de las especies Fe^{2+}/Fe^{3+} es posible la primera especie sea el reactivo para realizar el proceso de oxidación avanzado, mientras que la de mayor estado de oxidación se utilice para llevar a cabo el proceso de electrocoagulación con mayor efectividad.

Diagrama Hierro

$$[\text{Fe}^{3+}]_{\text{TOT}} = 2.30 \text{ mM}$$

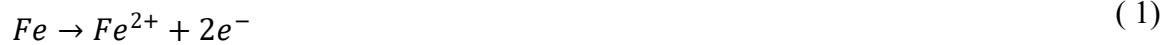


t= 25°C

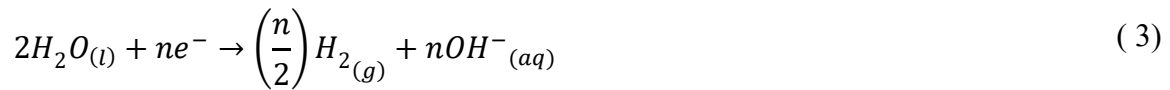
Figura 11. Diagrama E-pH del hierro a 25°C. Elaboración propia.

2.2.1 Reacciones que ocurren en la EC

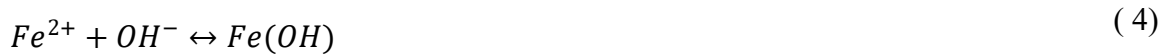
De Gasmi *et al* (2022), se presentan las reacciones generales que ocurren en el proceso. En el ánodo ocurre la oxidación del hierro a los iones ferroso y férrico:



En el cátodo ocurre la reducción del agua, por lo que se producen tanto protones como iones OH^- .



Estos iones hidróxido reaccionan con los iones liberados por la oxidación del ánodo, generando especies hidroxiladas en la solución [Ecuaciones de (4) a (6)]:



2.2.2 Principales factores que afectan el proceso de EC

Para mencionar los factores más importantes que inciden de manera directa en el proceso de EC, en adelante se recupera lo expuesto por Mendes en su tesis titulada “*Tratamiento de aguas residuales mediante electrocoagulación acoplada a un MBR para minimizar el ensuciamiento de la membrana y obtener efluentes de alta calidad*”, (2019).

a) **Densidad de corriente**

La densidad de corriente (Ec. 7) se define como el cociente de la carga eléctrica aplicada dividido entre el área del electrodo anódico utilizado.

$$J = \frac{I}{A_{\text{ánodo}}} \quad (7)$$

Donde J es la densidad de corriente aplicada ($A \cdot m^{-2}$) I se refiere a la intensidad de carga (A) y, finalmente, $A_{\text{ánodo}}$ refiere al área del electrodo de trabajo (m^2).

La densidad de corriente aplicada es un parámetro operativo crítico, ya que determina directamente la tasa de oxidación y reducción electroquímica en los electrodos, lo que se traduce en la cantidad de iones liberados al medio. Esta liberación iónica, específicamente de cationes metálicos en el caso de ánodos de sacrificio, regula la formación de hidróxidos metálicos coagulantes in situ. Por consiguiente, dentro de un rango óptimo, una mayor densidad de corriente genera una mayor producción de coagulante y flóculos más densos, incrementando la eficiencia de remoción de contaminantes (Guanoluiza, 2013).

Sin embargo, valores altos de densidad de corriente demasiado son contraproducentes, pues minimizan la eficiencia del sistema, debido a que la sobredosificación incide en la carga de los coloides, revirtiéndola, impidiendo su cohesión (Hakizimana *et al*, 2017, como se citó en Mendes, 2019). Aunado a esto, el sistema presenta una menor eficiencia energética debido al aumento en las pérdidas eléctricas (Cañizares *et al*, 2010, como se citó en Mendes, 2019).

b) pH

El potencial de Hidrógeno incide directamente en la disolución del hidróxido del metal, esto es, afecta en la formación del tipo de coagulantes generados: la especie iónica y los hidróxidos. Cada uno de éstos se forman con condiciones distintas y se relacionan con los contaminantes de diversas maneras, ya que los efectos del pH inciden en las propiedades fisicoquímicas de los coagulantes, como el tamaño de las partículas coloidales, la conductividad y solubilidad de los hidróxidos metálicos (García Segura *et al*. 2017).

La mejor remoción de contaminantes se encuentra en valores de pH próximos a 7, a pesar de que, con este potencial, la demanda de energía es alta, debido a la variación de la conductividad. Por el contrario, para aguas residuales ácidas, después de la EC, el pH tiende a incrementar (atribuido a la generación de hidrógeno molecular producida en el cátodo), y, en sentido inverso, a decrecer en aguas alcalinas (Arango, 2005).

c) Material del ánodo

Es preferible utilizar metales con valencia de carga alta, ya que mejoran la coagulación de los contaminantes, debido a que su compresión eléctrica de la doble capa es mayor. Así mismo, el material anódico seleccionado impacta directamente en la formación de los flóculos, y se ha demostrado que el tamaño de éstos influye en la efectividad del proceso, pues a mayor tamaño del flóculo, mayor la remoción de impurezas (Holt *et al.* 2006). Por tanto, la selección del material afecta en la selectividad y en el consumo energético (Cañizares *et al.* 2010). Por esto, aunado a que es más sencillo el encontrarlos y tienen un costo relativamente bajo, es que se prefieren los electrodos de aluminio o hierro (García-Segura *et al.* 2017).

Debido a la disolución del ánodo, es necesario reemplazarlo después de un tiempo. Con la ley de Faraday (Ec. 8), se puede calcular de manera teórica la cantidad de metal disuelto, debido a la oxidación anódica (Zaroual *et al.* 2006, como se citó en Mendes, 2019).

$$m = \frac{I \cdot M \cdot t}{z \cdot F} \quad (8)$$

Donde m es la masa del metal que se ha oxidado (g), I es intensidad de corriente (A), M es el peso molecular del metal (g mol^{-1}), t es el tiempo que dura el proceso (s), z el número de valencia y, por último, la F es la constante de Faraday ($96,485 \text{ C} \cdot \text{mol}^{-1}$).

Mendes (2019) sugiere que, para minimizar la formación de depósitos sobre los electrodos, evitando la pasivación, una buena práctica es utilizar el ánodo y el cátodo del mismo material, para poder alternar su polaridad de manera continua.

d) Conductividad

Un incremento en la conductividad provee un aumento en la densidad de corriente, y menor voltaje requerido (Muñoz & Velásquez, 2022). En aguas residuales, es frecuente adicionar un electrolito soporte para mejorar la conductividad, como el cloruro de sodio o cloruro de

calcio. Chen (2004) recomienda que, en las soluciones, debe haber un 20% de cloro para tener una operación eficiente de la EC, ya que el cloruro presente en la solución favorece el proceso debido a que su poder corrosivo promueve la liberación de la especie coagulante del material anódico (Hu *et al.*, 2003) y reduce los efectos adversos de iones carbonatados o sulfatados, que reducen la liberación de los cationes coagulantes (Olmos & Moncaleano, 2021).

e) **Temperatura**

Aunque la influencia de la temperatura no suele considerarse un parámetro de control primario en la electrocoagulación (EC), su impacto en la eficiencia es significativo. Los estudios reportan una eficiencia máxima de remoción a temperaturas cercanas a los 60 °C, seguida de un decrecimiento al superar este umbral. Este pico de eficacia se atribuye a una mayor disolución de la capa de óxido que se forma en la superficie del ánodo (pasivación), favoreciendo así la liberación continua de iones coagulantes (Arango, 2005). No obstante, el calentamiento activo del efluente rara vez se implementa como estrategia operativa, dado que incrementaría los costos energéticos del proceso de manera sustancial. Cabe señalar que, de manera inherente, el paso de corriente a través de la solución electrolítica produce un calentamiento por efecto Joule, resultado de la resistencia al flujo de electrones y la consiguiente vibración molecular.

2.2.3 Ventajas de la Electrocoagulación vs coagulación convencional

La diferencia fundamental entre la coagulación química convencional y la electrocoagulación radica en el mecanismo mediante el cual se generan las especies coagulantes. En los procesos convencionales, la coagulación se basa en la adición externa de sales metálicas, las cuales se dosifican directamente al agua residual con el objetivo de reducir las fuerzas de repulsión electrostática entre partículas y promover su agregación (Cañizares et al., 2007). Entre los coagulantes más comúnmente empleados se encuentran el

sulfato de aluminio, el cloruro férrico y el policloruro de aluminio, cuya eficiencia depende tanto de la dosificación como de las características del agua a tratar (Aguilar et al., 2002).

En contraste, la electrocoagulación prescinde de la adición directa de reactivos químicos, ya que los agentes coagulantes se generan in situ mediante la disolución electrolítica del ánodo de sacrificio bajo la aplicación de una corriente eléctrica. Este fenómeno permite la formación controlada de especies metálicas activas directamente en el medio acuoso, favoreciendo la desestabilización de partículas y coloides sin incrementar significativamente la carga salina del sistema (Arango, 2014).

Diversos estudios han señalado que este enfoque confiere ventajas importantes frente a la coagulación convencional. Entre ellas, destaca la eliminación o reducción del uso de aditivos químicos, lo que limita el aumento de sales disueltas en el efluente tratado. Asimismo, los sistemas de electrocoagulación suelen requerir equipos de diseño relativamente simple y presentan una operación más flexible. La naturaleza de los flóculos generados también constituye una ventaja relevante, ya que suelen ser de mayor tamaño, más densos y con menor contenido de agua superficial, lo que facilita su separación mediante procesos físicos posteriores. Adicionalmente, se ha reportado una menor producción de lodos, así como una disminución en la concentración de sólidos disueltos y turbidez en el agua tratada, junto con una elevada eficiencia en la remoción de una amplia variedad de contaminantes (Piña et al., 2011; Phutdawong et al., 2000; Molla et al., 2001; Ogutveren et al., 1997; García-Segura et al., 2011).

No obstante, la electrocoagulación también presenta ciertas limitaciones que deben ser consideradas. Entre los principales inconvenientes se encuentra la necesidad de reponer periódicamente los electrodos de sacrificio, así como la posible generación de lodos con concentraciones elevadas de hierro o aluminio, dependiendo del material empleado. Además, la formación de capas de óxidos sobre la superficie del ánodo puede afectar la transferencia de corriente eléctrica y reducir la eficiencia del proceso si no se aplican estrategias de control adecuadas. Finalmente, el consumo energético asociado al proceso puede representar un factor limitante en regiones con tarifas eléctricas elevadas, lo que resalta la importancia de optimizar las condiciones operativas del sistema (Arango, 2005; García-Segura et al., 2017).

2.3 Proceso Fenton

El proceso Fenton describe la generación de radicales hidroxilo OH^\bullet mediante la reacción que se lleva a cabo entre iones ferrosos (Fe^{2+}) y el peróxido de hidrógeno (H_2O_2). Como se ejemplifica en la tabla 3, los radicales hidroxilo son las segundas especies con mayor potencial de oxidación ($E^0 = 2.80 \text{ V vs SHE}$), y pueden degradar compuestos orgánicos, llegando incluso a eliminar la DQO en aguas residuales (Castañeda, *et al* (2020)), así como el carbón orgánico total. En la Figura 12 se representa la reacción Fenton, y la degradación que lleva a cabo.

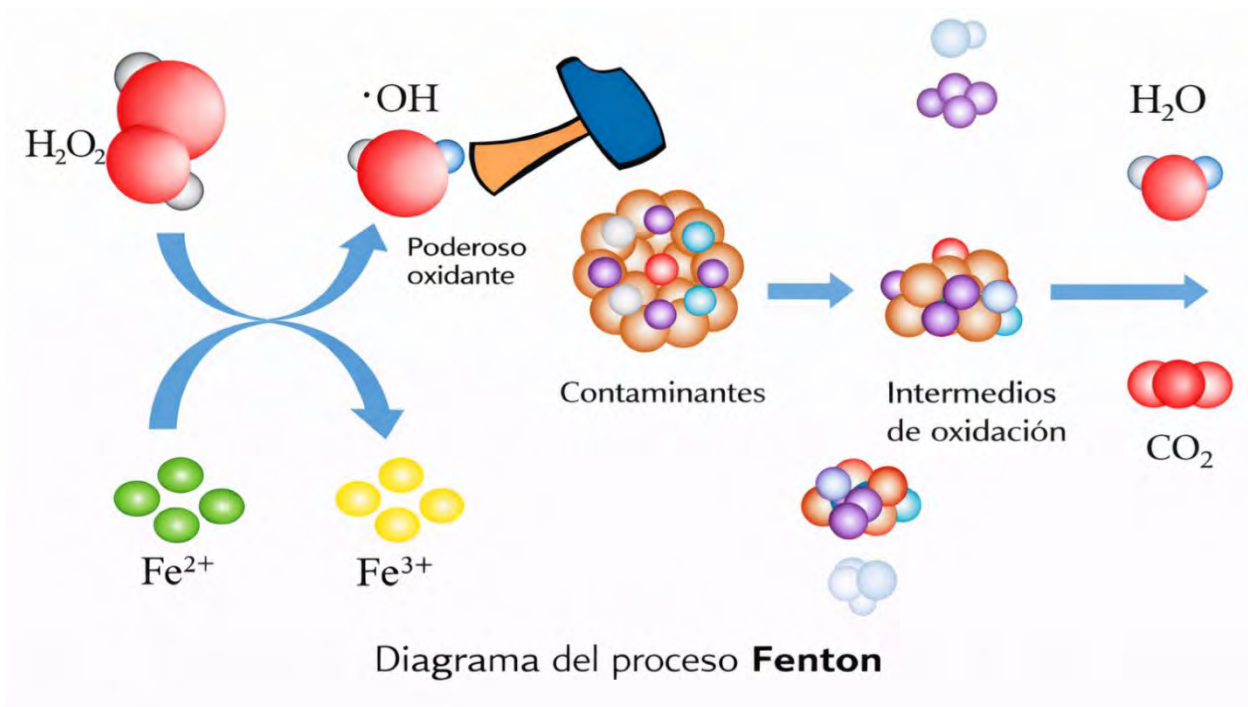


Figura 12. Generación y actuación del radical hidroxilo mediante la reacción Fenton. Adaptada de watermanAustralia.

Una de las ventajas del proceso Fenton, al producir radicales hidroxilo (Ec. 9), es que éstos no son selectivos, sino más bien altamente reactivos, lo que permite oxidar e incluso degradar bastantes compuestos, sobre todo materia orgánica (Rodríguez, *et al.*, 2010).



Las reacciones Fenton pueden formarse de manera homogénea o heterogénea, según el precursor de Fe^{2+} . En los primeros, los catalizadores se añaden mediante una sal soluble, como el $FeSO_4$, donde se disuelven de forma uniforme en la solución, lo que favorece la producción de radicales a partir de H_2O_2 . Sin embargo, debido al consumo de los cationes ferrosos, se generan los iones férricos (Fe^{3+}), lo que disminuye la eficiencia de la reacción, debido a que se producen radicales hidroperoxilo (Ec. 11). Es por eso por lo que su mayor limitación es la alta concentración de iones de Fe, siendo necesario un postratamiento que minimice la cantidad de Fe contenida en los efluentes (como citaron Castañeda *et al.*, 2020 a Mirzaei *et al.*, 2017).



En cuanto a la reacción heterogénea, la principal función es ampliar el rango de pH, y evitar que se separen los iones del hierro en los efluentes, utilizando catalizadores sólidos en soluciones acuosas, dando lugar a la generación del radical hidroxilo en la superficie del material cuando hace contacto con el peróxido de hidrógeno. Si bien, la principal ventaja es que se obtienen los iones del material, su concentración requerida es mínima. Sin embargo, por el lado contrario, existe quimisorción debido a los compuestos presentes en la solución, dando lugar a complejos metálicos, así como la lixiviación de Fe a la solución, debido a las altas temperaturas (como citaron Castañeda *et al.*, 2020 a Mirzaei *et al.*, 2017).

2.3.1 Parámetros que afectan el proceso Fenton

a) Dosis de H_2O_2 / Fe^{2+}

La dosificación es crucial para mantener un óptimo sistema, ya que un exceso en la dosis del peróxido puede incrementar la DQO remanente, además de producir radicales hidroperóxido (HO_2^\bullet , $E^0=1.65$ V vs SHE), los cuales disminuyen la eficiencia de la reacción, pues compiten entre ellos, además de que este radical no es tan selectivo como el hidroxilo. Así mismo, dos de estos radicales pueden reaccionar y producir más peróxido (como citaron Castañeda *et al*, 2020 a Ameta *et al*, 2018). Se ejemplifican en las ecuaciones siguientes:



b) pH

El parámetro de mayor influencia, y el que contrasta con la EC, pues se busca que los cationes del hierro puedan reaccionar con el peróxido, sin embargo, éstos precipitan a pH más alcalinos (Hassani, *et al.*, 2025). Es por eso por lo que el proceso funciona mejor en pH ácidos, siendo el rango de operación de 2 a 4, estimando incluso el óptimo de 2.8 a 3, ya que presenta una actividad catalítica mayor en este rango, disminuyendo conforma se alcaliniza el medio (Gümus, D. & Akbal, F., 2016).

c) Temperatura

La temperatura puede ayudar en el aumento de la velocidad de reacción entre el H_2O_2 y Fe^{2+} , y facilita las reacciones de oxidación de los radicales formados, ya que se supera la energía de activación, lo que mejora la eficiencia de remoción de material orgánico (como citaron Castañeda *et al*, 2020 a Mirzaei *et al*, 2017). Sin embargo, una elevada temperatura propicia dos grandes desventajas: la descomposición del peróxido en agua y la generación de $Fe(OH)_3$, lo que decae en la generación de radicales hidroxilo, pero es conveniente para la formación de coagulantes (como citaron Castañeda *et al*, 2020 a Arimi, 2017).

2.4 Proceso Electro Fenton

El proceso electro-Fenton es un método avanzado de oxidación en el que se generan *in situ* los dos reactivos clave: el catalizador de hierro ferroso (Fe^{2+}) y el agente oxidante, peróxido de hidrógeno (H_2O_2). Aplicando una corriente eléctrica controlada, se induce la reducción electroquímica de oxígeno disuelto (O_2) en el cátodo para producir H_2O_2 , lo que requiere la dosificación de oxígeno en la interfaz catódica. Simultáneamente, en el ánodo, ocurre la oxidación de un electrodo de hierro o la disolución de una sal ferrosa, liberando los iones Fe^{2+} necesarios para catalizar el proceso Fenton. Como describen Castañeda *et al*. (2020) y Carvalho *et al*. (2024), el mecanismo se basa en las reacciones electroquímicas mediadas por la transferencia de electrones entre los electrodos. Este esquema genera H_2O_2 y, posteriormente, radicales hidroxilo ($\bullet OH$) de alto potencial redox a través de las reacciones del proceso Fenton clásico y sus variantes (Ecs. 15 a 18).



2.5 Parámetros de evaluación del agua

La eficacia de estos procesos se evalúa mediante parámetros fisicoquímico, lo que nos permite hacer comparaciones con otros tratamientos o con la normativa vigente, a fin de saber si es viable descargar las aguas después del tratamiento.

Si bien se ejemplificó en la Tabla 1 los valores medios que propone la CONAGUA, el presente trabajo se enfocó en algunos contaminantes específicos, los cuales se describen de manera resumida a continuación:

- ✚ Turbidez: indicador directo de la remoción de sólidos suspendidos y materia coloidal. Los primeros suelen estar relacionados con la presencia de materia orgánica (viva y muerta), así como nutrientes y materia inorgánica.
- ✚ Demanda química de oxígeno (DQO): refleja la cantidad de materia orgánica oxidada o eliminada, pues simboliza la cantidad de oxígeno necesaria para degradar la materia orgánica presente en el agua.
- ✚ pH y conductividad: influyen directamente en la especiación del hierro y la eficiencia del proceso, más que para saber la calidad del agua a tratar. Empero, el potencial de Hidrógeno es un parámetro crítico a la hora de evaluar la calidad del agua, debido, entre otras cosas, a que puede afectar características biológicas del entorno donde se encuentre, la solubilidad de los materiales por donde estará, y el tratamiento que deberá llevarse a cabo.

2.6 Tipos de reactores y electrodos

Los reactores electroquímicos pueden operar en modo discontinuo (*batch*) o continuo, y pueden ser monopolares o bipolares. Los materiales más comunes para electrodos son el hierro y el aluminio como ánodos de sacrificio, y el acero inoxidable o grafito como cátodos. La geometría y disposición de los electrodos afectan la distribución del campo eléctrico, la generación de burbujas y la transferencia de masa, influyendo directamente en la eficiencia del proceso.

Si bien, la mayoría de las investigaciones utilizan electrodos de aluminio dado que los hidróxidos generados cuentan con una mayor capacidad de adsorción y floculación, también pueden trabajar en un rango de pH más amplio, la presencia de aluminio está relacionada con problemas a la salud, desde enfermedades renales, fibrosis pulmonar, y se ha encontrado una relación directa entre los niveles promedio en el agua potable (Vázquez & Hernández, 2004).

CAPÍTULO III
MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Diseño experimental

Las 4 etapas en las que se dividió la tesis, de manera general, se presentan en el diagrama de flujo de la Figura 13. La primera etapa se compone de la búsqueda bibliográfica para obtener los parámetros críticos del sistema, derivado de investigaciones anteriores de los procesos en cuestión. Se determinó que la densidad de corriente, dosis de peróxido y tiempo de reacción serían las variables pertinentes para la investigación.

La segunda etapa implicó el uso del Software Minitab para la obtención de los parámetros que mostraron la remoción más eficiente de turbidez y DQO del sistema, derivado de un diseño experimental tipo Box-Behnken, mediante un análisis de superficie de respuesta. Se caracterizó el agua residual fisicoquímicamente antes y después de cada experimentación, para completar el diseño experimental. Dichos experimentos se realizaron a distintos pH, neutro (7) y ácido (4.8 - 5.2).

En la etapa 3, se llevó a cabo la prueba de atrapadores, para comprobar la generación del radical hidroxilo, en muestras con agua desionizada y utilizando una concentración del fármaco ciprofloxacino. Del mismo modo, se comparó la eficiencia del proceso EC-EF ante el método convencional de coagulación química con cloruro férrico, en donde se tomó como punto de comparación la remoción de la DQO, turbidez, nitratos, nitritos, sulfatos y fosfatos. A su vez, se compararon los resultados obtenidos con algunos parámetros de la legislación vigentes en materia de aguas.

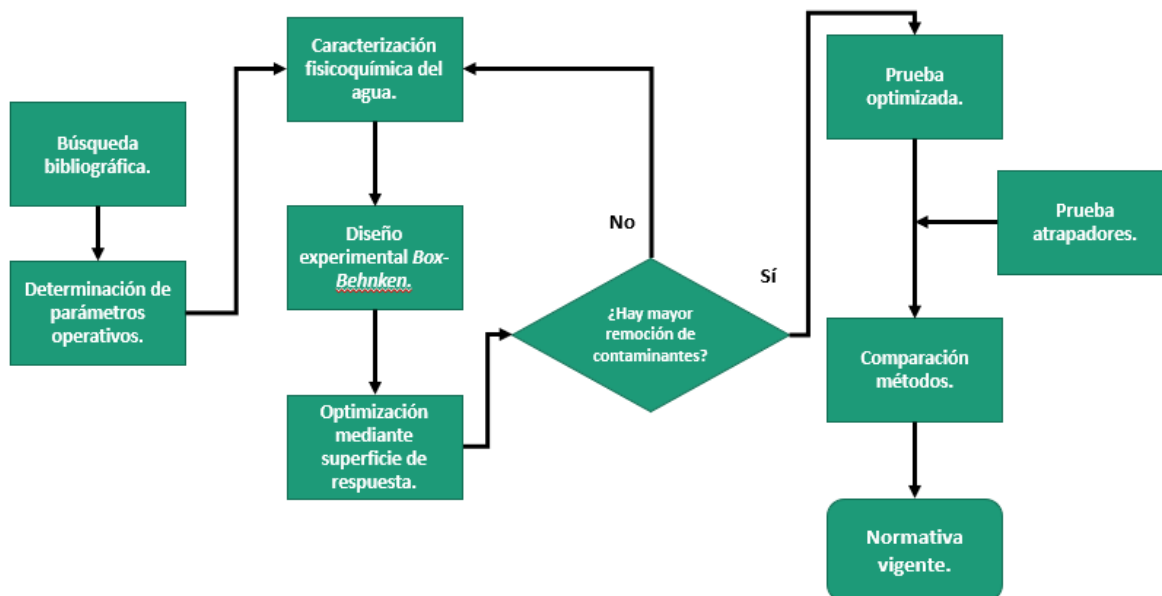


Figura 13. Diagrama general de la metodología empleada.

3.2 Materiales y equipos

En la Tabla 7 se muestra el compendio de materiales y equipos utilizados en el presente trabajo, con algunas de sus características principales.

Tabla 7. Listado de materiales, equipo y reactivos necesarios para la parte experimental del trabajo.

Categoría	Descripción	Marca / Modelo	Detalles
Equipo	Multiparámetro	HI98194 Hanna Instruments ®	Configuración de electrodos capaces de registrar pH, conductividad, ORP y SDT.
	Fotómetro	HI83399-01, Hanna Instruments ®	Relaciona una intensidad de onda vía absorbancia, la concentración química (Ley Beer-Lambert).
	Caframo	IKA ® RW 20 digital.	Proporciona la agitación constante de 300 rpm.

	Potenciostato – Galvanostato	Bio-Logic TM , mod. VMP2	Equipado con registro de datos EC – Lab versión 9.98 y acoplado a una fuente de alimentación de 20 A – 20 V.
	Turbidímetro	Azores [®]	Registra un haz de luz reflejado, mostrando la turbidez en unidades nefelométricas [NTU].
	Balanza Analítica	JOANLAB	
	Ánodo		Acero 1018, cilindro rotatorio.
	Cátodo		Malla de acero inoxidable.
	Conector rotativo	Mercotac [®] 1250	
	Vasos precipitados		600 mL
Materiales	Placas Petri		Vidrio
	Soporte universal		Metálico
	Pinzas		Metálicas
	Filtros	Whatman [®]	125 mm de diámetro.
	Embudos		Vidrio
	Micropipetas		
Reactivos	Peróxido de hidrógeno.	JT Baker [®] 2186-01.	30 % p/p. BAKER ANALZED TM ACS Reagent Grade.
	Quitosano		Solución madre al 10%.
	Ácido Sulfúrico		

<i>Kits</i> para Hanna	HI93721-01, HI93751-01, HI93728-
determiner Instruments ®	01, HI93708-01, HI93717A-0,
concentración.	HI93717B-0, HI93754B-25.
Sulfato de MEYER	Cristal fino. Pureza mayor al 99%.
Sodio anhidro	
Cloruro Férrico -	Pureza del 99%

3.2.1 Electroodos

1. Para favorecer la transferencia de masa, así como la convección forzada, se optó por utilizar un ánodo de cilindro rotatorio, de acero 1018. Para tener un área activa de 80 cm², se aisló una parte con un recubrimiento plástico a una altura de 5.05 cm.
2. En cuanto al cátodo, se utilizó una malla de acero inoxidable para promover la mejor difusión entre los iones del sistema, así como optimizar el área activa del electrodo. Se midió el paso de la malla en 4 mm, y el diámetro de la mismo fue de 1 mm, obteniendo un aproximado de 284.2 cm² de área de superficie metálica en contacto con la solución.
3. Como electrodo de referencia para obtener las mediciones de potencial necesarias en la prueba, se utilizó uno de plata / cloruro de plata, a fin de determinar el potencial requerido para el amperaje determinado.

3.3 Agua residual doméstica real

Se recolectó agua residual real, proveniente de la Planta de Tratamiento “*Aguas de San Juan Ixhuatepec*”, ubicada en el municipio del mismo nombre, en Tlalnepantla de Baz, Estado de México (19.520113°, -99.124368°). Esta zona geográfica es colindante con la

Ciudad de México, por lo que a esta área se le conoce como Zona Metropolitana del Valle de México.

La recolección de muestras se llevó a cabo *in situ* del sedimentador primario, en envases PET de 10 litros, y fueron sometidas a experimentación y caracterización inmediatamente después de obtenidas, o en un máximo de 2 días posteriores a su recolección.

Debido a que el agua residual doméstica es una solución real, presenta variaciones naturales en su composición, y considerando las corridas experimentales que se llevaron a cabo, se efectuaron muestreos en distintos días a lo largo del estudio. En cada ocasión se realizó una caracterización completa de la muestra (DQO, turbidez, SDT, nitratos, nitritos, sulfatos, fosfatos, entre otros).

A pesar de presentar variaciones entre muestreos, las fluctuaciones se mantuvieron dentro de un rango aceptable para una matriz real ($\pm 20\%$ en turbidez y $\pm 50\%$ en DQO), por lo que se decidió reportar en la Tabla 9 los valores representativos utilizados como referencia inicial para evaluar la remoción lograda en cada proceso.

Esta estrategia busca evitar redundancia en la presentación de resultados, reconociendo explícitamente la naturaleza variable del afluente real utilizado en los ensayos.

3.4 Montaje del sistema

El proceso de electrocoagulación acoplada a Fenton (EC-EF) se llevó a cabo en un reactor tipo Batch, empleando 0.3 L de agua residual doméstica. El sistema se presenta en la Figura 14.

El ánodo correspondió a un cilindro rotatorio de acero 1018, centrado en el reactor para favorecer la transferencia de masa por difusión y evitar la formación de capas pasivas. El movimiento rotatorio se logró mediante el agitador IKA® RW 20 Digital, operado a 300 rpm. La conexión eléctrica se aseguró utilizando un conector rotatorio Mercotac® 1250, evitando la torsión en el cableado.

Como cátodo, se empleó una malla de acero inoxidable colocada de manera circundante en el interior del reactor, lo que permitió maximizar el área activa y mantener una distribución homogénea del flujo de corriente en la solución.

La corriente se aplicó mediante un potenciostato Biologic®, controlado con el software EC-Lab®, utilizando la técnica electroquímica de cronopotenciometría para mantener la densidad de corriente definida en cada ensayo.



Figura 14. Esquema visual del sistema completo de EC-EF, el cual consiste en un potenciostato, celda electroquímica, electrodos de trabajo y de referencia, y cáframo.

3.5 Diseño experimental

Para el análisis de superficie de respuesta, la configuración experimental tomó en cuenta tres niveles codificados (-1, 0 y 1) de las variables de entrada consideradas: densidad de corriente, dosis de peróxido de hidrógeno y tiempo de reacción. Los rangos inferiores y superiores fueron de 10 a 30 $\text{mA}\cdot\text{cm}^{-2}$, 100 a 1,000 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ y 10 a 30 minutos, respectivamente.

El diseño experimental constó de 15 experimentos, tomando como variables de respuesta la remoción de turbidez y la DQO, como se presentan en la Tabla 8.

Tabla 8. Diseño experimental tipo Box-Behnken.

Densidad de corriente [mAcm⁻²]	Quitosano [mg/L]	H2O2 [mg/L]	Turbidez [NTU]	DQO [mg/L]
10	200	550	-	-
10	102.5	1000	-	-
10	5	550	-	-
10	102.5	100	-	-
20	102.5	550	-	-
20	5	100	-	-
20	5	1000	-	-
20	200	100	-	-
20	102.5	550	-	-
20	200	1000	-	-
20	102.5	550	-	-
30	102.5	100	-	-
30	102.5	1000	-	-
30	200	550	-	-
30	5	550	-	-

3.6 Proceso experimental

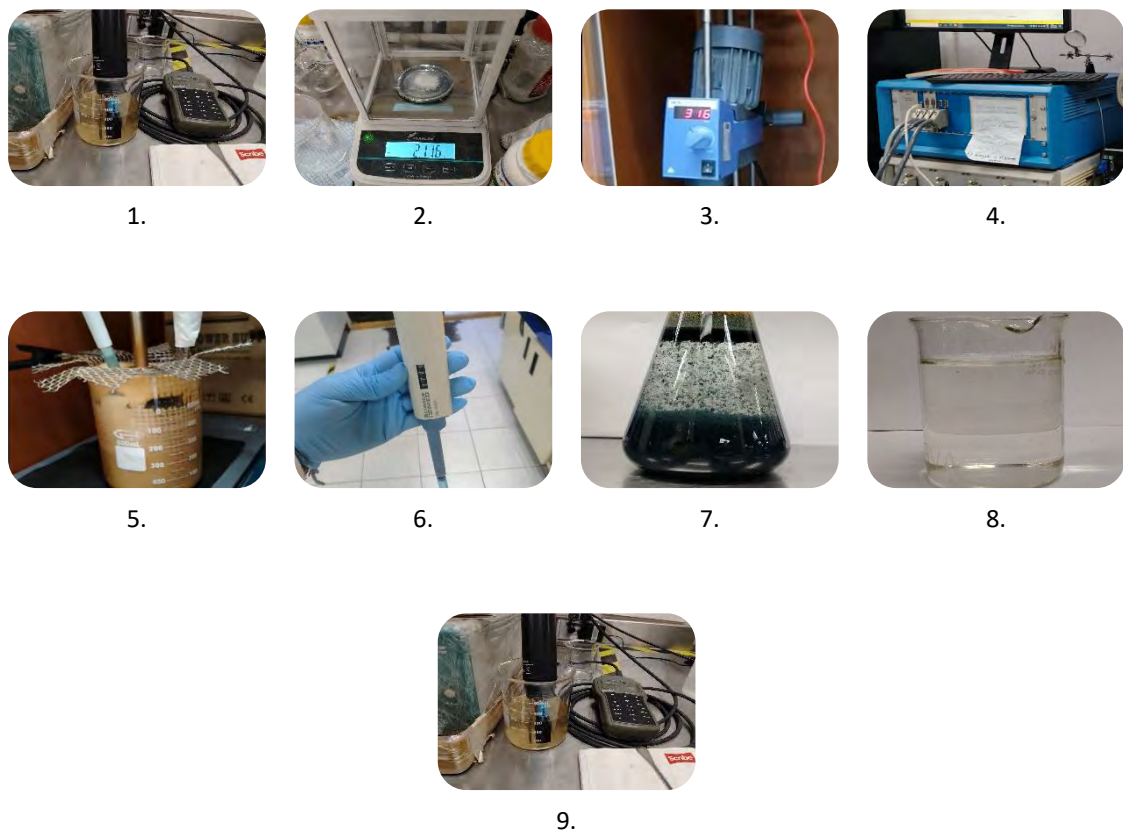


Figura 15. Diagrama con imágenes del proceso de EC-EF, correspondiendo cada número a su paso de la metodología.

1. Se caracterizó inicialmente el agua residual mediante un multiparámetro (pH, conductividad y SDT), un turbidímetro (turbidez, en NTU) y un espectrofotómetro (DQO, en mg/L).
2. Se colocaron 0.3 L de la muestra en el reactor Batch y se adicionó Na_2SO_4 (0.1 M) como electrolito soporte para mejorar la conductividad de la solución. A continuación, se verificó que el ánodo quedara completamente sumergido.
3. El sistema se ajustó a una agitación constante de 300 rpm, empleando el agitador IKA® RW 20 Digital para garantizar una adecuada transferencia de masa entre electrodos.

4. Se aplicó la corriente definida para cada experimento mediante un Potenciostato–Galvanostato Biologic®, controlado con EC-LAB®, utilizando la técnica de cronoamperometría.
5. Transcurrido el 20 % del tiempo total del proceso, se añadió la dosis de peróxido de hidrógeno correspondiente, con el fin de inducir la reacción Fenton.
6. Una vez alcanzado el 50 % del tiempo de operación, se adicionó quitosano (solución madre al 1 % preparada en ácido acético 0.1 M), actuando como coadyuvante de floculación.
7. Al completarse los 30 minutos de tratamiento, la solución se transfirió a un vaso de precipitados y se dejó sedimentar durante 60 min para favorecer la separación de los flóculos generados.
8. Posteriormente, se filtró la muestra utilizando filtros Whatman® (125 mm de diámetro) con el fin de separar los agregados y obtener un sobrenadante más limpio para el análisis.
9. La muestra tratada fue caracterizada nuevamente en NTU (turbidez) y mg/L (DQO), siguiendo el mismo procedimiento del paso 1.

Los pasos anteriores se realizaron para los 15 experimentos del diseño Box–Behnken, trabajando a distintos valores de pH. La Figura 15 muestra fotografías de cada paso del proceso de experimentación.

3.7 Prueba de atrapadores

Para corroborar la formación del radical hidroxilo en el proceso, se llevó a cabo una prueba de atrapadores (*scavengers*). El diagrama de flujo se presenta en la Figura 16.

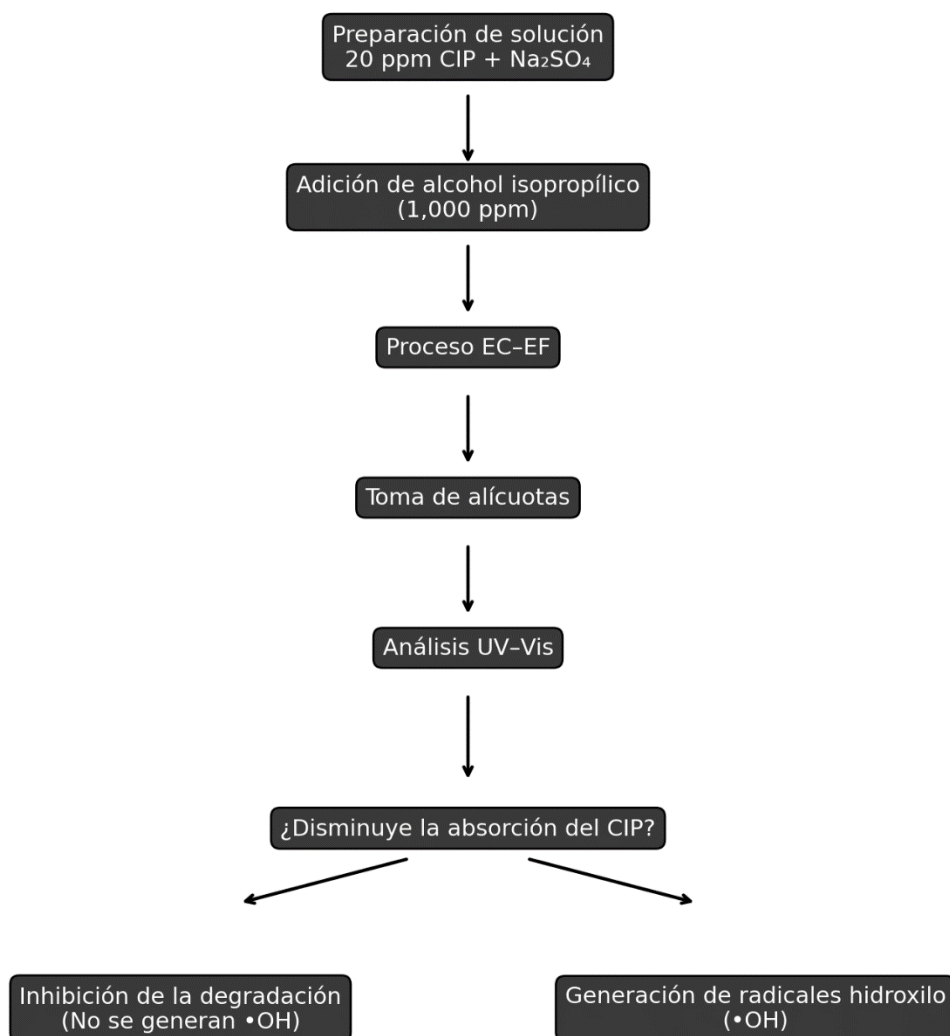


Figura 16. Diagrama de flujo del procedimiento para evaluación de atrapadores radicalarios en la EC - EF

Se preparó una solución de ciprofloxacina (20 ppm) con Na_2SO_4 (0.05 M) como electrolito soporte. La caracterización espectrofotométrica se realizó en agua desionizada debido a que la matriz del agua residual interfiere en la detección de la banda característica de absorción

del CIP. A dicha solución se le adicionó alcohol isopropílico (1,000 ppm), empleado como atrapador de radicales hidroxilo.

Posteriormente, se llevó a cabo el proceso EC-EF, tomando alícuotas cada 5 minutos para evaluar la variación en la concentración de CIP. Las muestras fueron filtradas y analizadas mediante espectrofotometría UV-Vis en barrido de longitud de onda. El experimento se repitió sin la adición del alcohol isopropílico para utilizarlo como referencia y verificar la generación de radicales hidroxilo (Palomares et al., 2022).

3.8 Coagulación química

La coagulación química convencional se llevó a cabo empleando cloruro férrico sólido en forma de cristales, utilizado como coagulante, cuyas especificaciones se describen previamente. La dosificación del coagulante se calculó en función de la concentración deseada, considerando el volumen de muestra tratado.

El procedimiento experimental consistió en los siguientes pasos:

1. Se pesó la cantidad correspondiente de cloruro férrico sólido para alcanzar la concentración objetivo en la muestra de agua residual.
2. La muestra (300 mL) se colocó bajo agitación constante a 300 rpm y temperatura ambiente, y posteriormente se adicionó el cloruro férrico de forma directa, sin preparación de solución madre.
3. Una vez completada la adición del coagulante, se mantuvo la agitación durante el tiempo requerido para favorecer la dispersión del reactivo y la formación de flóculos.
4. Posteriormente, la muestra se dejó sedimentar durante 1 h, permitiendo la separación de los flóculos formados.
5. Finalmente, el sobrenadante se filtró y se procedió a su caracterización fisicoquímica, evaluando los parámetros correspondientes para su comparación con los procesos de electrocoagulación y electro-Fenton.

4 Consumo energético

Para determinar el consumo energético específico (CEE) del sistema, se utilizó la metodología empleada por Sediqi *et al.*, (2021), utilizando la Ecuación 19:

$$CEE = \frac{zFU}{3.6 \times 10^{-3} M_w \phi} \quad (19)$$

Donde z es el número de electrones transferidos por cada átomo de Fe (2), F es la constante de Faraday ($96,487 \text{ Cmol}^{-1}$), U es el voltaje de la celda (V), M_w refiere a la masa molar del hierro ($55.845 \text{ g mol}^{-1}$), y ϕ indica la eficiencia eléctrica, que puede ser calculada mediante la relación entre la masa desprendida de forma experimental, y la teórica, como se señala en la Ecuación 20.

$$\phi = \frac{\Delta m_{exp}}{\Delta m_{teo}} \quad (20)$$

Para determinar la masa teórica, se utilizó la segunda Ley de Faraday, que se muestra en la Ecuación 21, donde I es la corriente aplicada (A), t es el tiempo del proceso (h) y m la cantidad de hierro liberada en la solución, en gramos (g).

$$m = \frac{M_w It}{zF} \quad (21)$$

Empero, para determinar la masa experimental, se procedió a registrar el peso antes y después de cada corrida. Se tomó un promedio, derivado de la corriente aplicada, para conocer la cantidad de hierro liberada según cada corriente aplicada.

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Parámetros operativos

Los parámetros operativos más relevantes para el sistema de electrocoagulación-acoplada a electro-Fenton (EC-EF), junto con sus intervalos de estudio, se derivaron de una revisión bibliográfica exhaustiva y se resumen en la Tabla 9. La variable operativa fundamental es la densidad de corriente, puesto que regula la cinética de disolución anódica del hierro y, por ende, la dosificación in situ de coagulante ($\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$). Es crucial señalar que, aunque una mayor corriente incrementa la liberación de iones, existe un valor óptimo del cual se observan disminuciones en la eficiencia y un incremento en el consumo energético por el efecto Joule (Cornejo, 2018). Paralelamente, la concentración de peróxido de hidrógeno (H_2O_2) se definió como la segunda variable de entrada, dado que su reacción con el Fe^{2+} generado electroquímicamente produce radicales hidroxilo ($\bullet\text{OH}$), ampliando el mecanismo de remoción vía procesos oxidativos avanzados. Para discriminar la contribución de este mecanismo, el diseño experimental incluyó dos fases: una al pH original del efluente (7 – 8) y otra en condiciones acidificadas para favorecer la reacción Fenton (4.8 – 5.2). Por último, se evaluó el tiempo de residencia como variable para maximizar la eficiencia de remoción minimizando el tiempo de tratamiento.

El Anexo 1 presenta la bibliografía consultada para determinar los estos intervalos.

Tabla 9. Variables para el funcionamiento del DBB.

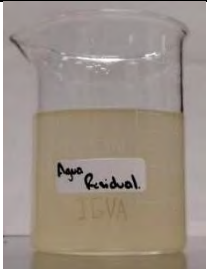
Variable de entrada	Unidades	Límite inferior	Límite superior	Variable de salida	Unidades
Densidad de corriente.	[A cm ⁻²]	10	30	Turbidez	[NTU]
Concentración de H₂O₂.	[mg L ⁻¹]	100	1000	DQO	[mg L ⁻¹]
Tiempo.	[min]	10	30		

La selección de las variables de respuesta para el diseño experimental *Box-Behnken* se fundamentó en criterios de relevancia técnica y viabilidad analítica, con el objetivo de cuantificar de manera integral la eficiencia del tratamiento. Se escogió la turbidez como indicador directo de la eficacia del mecanismo de coagulación-floculación, al medir la dispersión de partículas coloidales y suspendidas en el efluente. Paralelamente, la demanda química de oxígeno (DQO) se adoptó como parámetro global para evaluar la oxidación de la materia orgánica, atribuible tanto a la degradación electroquímica directa como a los procesos avanzados mediados por radicales hidroxilo ($\bullet\text{OH}$) en el esquema electro-Fenton. Esta combinación de variables permite discriminar la contribución de los dos mecanismos de remoción principales del sistema EC-EF y optimizar simultáneamente la clarificación y la descontaminación orgánica del agua residual.

4.2 Caracterización fisicoquímica del agua residual

La caracterización fisicoquímica de la matriz de agua residual real sin tratamiento se llevó a cabo empleando el fotómetro multiparamétrico, con el fin de establecer las condiciones iniciales del sistema y cuantificar la eficiencia de remoción del proceso. En la Tabla 10 se muestran los resultados obtenidos.

Tabla 10. Valores de la caracterización fisicoquímica del agua residual doméstica.

	Parámetro	Valor	Unidades
<p>Figura 17. Agua residual real, proveniente del sedimentador primario de la PTAR San Juan Ixhuatepec.</p>	DQO	724	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$
	Turbidez	217	NTU
	pH	7.28	-
	SDT	1,797	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$
	Sulfatos	63	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$
	Nitratos	11.3	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$
	Fosfatos	17.8	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$
Nitritos	29	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	

4.2 Diseño experimental *Box-Behnken*.

Se llevó a cabo el diseño experimental a distintos pH. Para determinar los parámetros de salida del sistema, se utilizó el porcentaje de remoción de la DQO y turbidez, utilizando la Ecuación 19, siendo el subíndice “i” la medida inicial, y el “f” la final.

$$\% \text{ Remoción} = \frac{(\text{Parámetro}_i - \text{Parámetro}_f)}{\text{Parámetro}_i} * 100\% \quad (22)$$

Los valores reportados en las Tablas 11 y 12 corresponden al porcentaje de remoción, obtenido con la Ecuación 19. En el Anexo 2 se encuentran las tablas con las fotografías de las muestras obtenidas después de cada proceso.

Tabla 11. Resultados de las pruebas a un pH neutro, entre 6.8 y 7.5.

# Exp	j [mAcm ⁻²]	H2O2 [mg/L]	Tiempo [min]	Remoción Turbidez [%]	Remoción DQO [%]
1	10	550	30	100.00	52.20
2	10	1000	20	100.00	54.40
3	10	550	10	99.83	45.88
4	10	100	20	99.36	50.27
5	20	100	30	100.00	47.53
6	20	550	20	100.00	52.20
7	20	550	20	100.00	51.92
8	20	1000	10	100.00	53.30
9	20	100	10	100.00	40.66
10	20	1000	30	99.94	55.22
11	20	550	20	100.00	53.85
12	30	550	30	100.00	60.99
13	30	1000	20	99.30	50.27
14	30	550	10	100.00	53.30
15	30	100	20	100.00	50.82

Tabla 12. Resultados del diseño experimental de las muestras acidificadas entre valores del pH de 4.8 y 5.2.

# Exp	j [mAcm ⁻²]	H2O2 [mg/L]	Tiempo [min]	Remoción Turbidez [%]	Remoción DQO [%]
1	10	550	30	81.94	17.62
2	10	1000	20	94.58	57.96
3	10	550	10	97.60	66.00
4	10	100	20	40.39	60.59
5	20	100	30	94.48	59.35
6	20	550	20	95.68	67.08
7	20	550	20	95.78	67.39
8	20	1000	10	98.82	66.77
9	20	100	10	-44.91	39.10
10	20	1000	30	100.00	63.06
11	20	550	20	95.61	67.23
12	30	550	30	98.81	65.07
13	30	1000	20	99.97	65.69
14	30	550	10	99.35	63.99
15	30	100	20	99.92	63.06

A pH neutro, se observa que la remoción de turbidez fue prácticamente total en los 15 experimentos, lo que se atribuye a la precipitación eficiente de las especies férricas generadas durante la EC. De acuerdo con la Figura 11, las especies termodinámicamente estables son los hidróxidos amorfos de hierro, así como complejos poliméricos derivados de estos. A pesar de que no se realizó una caracterización del lodo mediante técnicas como FTIR o Raman, Dubrawski & Mohseni (2013) utilizando una técnica analítica *ex situ* de rayos – X, identificaron, además de los hidróxidos Fe(OH)₂ y Fe(OH)₃, la formación de magnetita (Fe₃O₄), goetita (α -FeOOH), ferrihidrita (5Fe₂O₃·9H₂O) hematita (Fe₂O₃), lepidocrocita (γ -FeOOH) y óxido verde, comprobando que estos hidróxidos, óxidos y oxi-hidróxidos poseen una alta eficiencia para neutralizar cargas superficiales de coloides y adsorber materia orgánica (Martínez, 2008; Renault et al., 2009).

De manera análoga, se observa que la remoción de DQO fue moderada, sin mostrar una variación significativa entre condiciones experimentales. Esto confirma que la transformación de materia orgánica es limitada en ausencia de un mecanismo eficiente de

oxidación avanzada, dado que el H_2O_2 no reaccionó de manera eficiente con el Fe^{2+} , debido a que ambas especies no son estables a pH más alcalinos, desfavoreciendo la reacción Fenton.

En un pH neutro, por lo tanto, el proceso que predomina es el de EC como mecanismo de remoción, disminuyendo la eficacia del proceso híbrido asistido con EF.

Para las muestras acidificadas, se aprecia una mayor variabilidad en cuanto las remociones, consecuencia de la liberación y disponibilidad del Fe^{2+} , la solubilidad de las especies férricas y la eficiencia de la reacción Fenton. En cuanto a la turbidez, derivado de la solubilidad del hierro, los iones no precipitan a tiempo, promoviendo flóculos más pequeños y ligeros. Por otro lado, la remoción de DQO presenta valores más altos que en pH neutro, debido a que se mantiene una reacción Fenton activa, por haber una mayor disponibilidad de cationes ferrosos, Es decir, que en este proceso predomina la oxidación por Fenton.

El experimento 9 ($20 \text{ mA}\cdot\text{cm}^{-2}$, 100 ppm de H_2O_2 y 10 min de reacción) presentó valores negativos en cuanto a la turbidez, es decir, incrementó. Esto se debió a que, a condiciones ácidas, con los parámetros bajos, existe una poca generación de hidróxidos, y la mínima dosis de peróxido no genera los suficientes oxidantes, acumulando hierro disuelto en la solución, lo que representó un aumento en la turbidez y poca remoción de materia orgánica.

4.2.1 Gráficas de contorno y superficie de respuesta

En el Anexo III se presentan todas las consideraciones estadísticas que arroja el sistema. Para nuestro caso de estudio, al determinar que la variable más sensible fue la DQO, se optó por utilizar sólo esta variable en el análisis de superficie de respuesta, para llegar a la optimización del proceso. En la Tabla 13 se presentan los resúmenes correspondientes de los modelos. Se apreció que, a pesar de tener unos valores de R^2 cercanas al 70 %, los coeficientes ajustados y predictivos son mínimos y nulos, respectivamente, lo que indica que este modelo estadístico no es adecuado para explicar ni predecir la remoción de DQO dentro del dominio experimental, donde la DQO no depende significativamente de las variables evaluadas en estos rangos. Por tanto, aunque se obtuvo un ajuste matemático aceptable, las ecuaciones del modelo carecen de utilidad predictiva (Bezerra, *et al.*, 2008).

Tabla 13. Obtención de S y R predictivas. Se aprecia que, para predecir respuestas es nulo.

S	R cuad.	R cuad. (ajustado)	R cuad. (pred)
0.0423337	69.50%	14.60%	0.00%

S	R cuad.	R cuad. (ajustado)	R cuad. (pred)
0.125524	69.26%	13.92%	0.00%

Las Figuras 18 y 19 presentan las gráficas de contorno obtenidas mediante la metodología de superficie de respuesta permitieron visualizar el efecto simultáneo de la densidad de corriente (j), la dosificación de peróxido de hidrógeno (H_2O_2) y el tiempo de tratamiento sobre la respuesta a la remoción de DQO.

Para el caso del pH neutro, se observa una superficie suave, casi plana, lo que indica variaciones mínimamente significativas ante las modificaciones de las variables, lo cual es concordante con el análisis ANOVA, donde ninguna de las variables es significativa (Anexo III). La superficie $j - H_2O_2$ muestra variaciones mínimas en la DQO, evidenciando que ninguna de estas variables ejerce un efecto considerable bajo condiciones neutras, lo cual concuerda con el mecanismo predominante de coagulación. Por otro lado, la gráfica de $j -$ tiempo indica que existe un incremento al prolongar la residencia del tratamiento y una mayor densidad. Por último, la superficie de tiempo $- H_2O_2$ indica que hay una mejora en cuanto a mayor tiempo de reacción, pero no se encuentra un valor propicio, dado que el peróxido se comienza a descomponer a valores de pH neutro (Trabal, s.f.).

En general, se observó una tendencia hacia valores más favorables de la respuesta al incrementar la densidad de corriente y el tiempo de reacción, evidenciando la importancia de ambos factores en el desempeño del proceso bajo condiciones neutras, como se muestra en la Figura 18. En particular, las regiones de mayor respuesta se localizaron hacia niveles altos de j ($\approx 30 \text{ mA/cm}^2$) y tiempos prolongados ($\approx 30 \text{ min}$), lo cual sugiere una mayor

disponibilidad de especies electro-generadas y/o condiciones más intensas de oxidación y transformación de materia orgánica conforme aumenta la severidad del tratamiento.

Adicionalmente, el análisis del plano H_2O_2 - j (con tiempo fijo) mostró que el incremento de H_2O_2 favorece la respuesta principalmente cuando se combina con densidades de corriente elevadas, lo cual sugiere un efecto de interacción entre ambos factores. Esto se asocia a que la acción del peróxido requiere un suministro suficiente de especies catalíticas de hierro y condiciones electroquímicas que promuevan rutas oxidativas adicionales. Con base en la localización de la región óptima y la estabilidad del comportamiento alrededor de dicha zona, la optimización del modelo predijo como condiciones recomendables $j = 30 \text{ mA/cm}^2$, $H_2O_2 = 600 \text{ mg/L}$ y un tiempo de 30 min. La presencia de una región amplia de respuesta favorable (en lugar de un máximo altamente localizado) respalda la robustez del óptimo obtenido y su aplicabilidad experimental, ya que pequeñas variaciones operativas alrededor de estas condiciones no conducen a cambios abruptos en la respuesta del sistema.

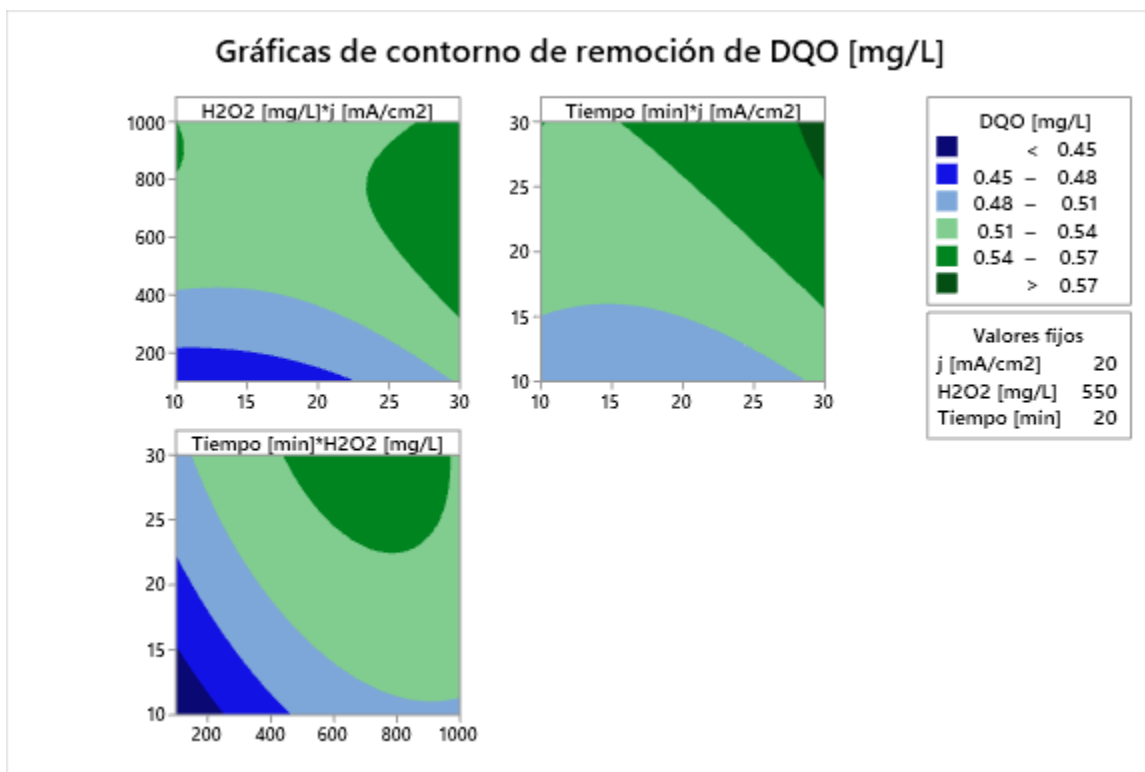


Figura 18. Gráficas de contorno de remoción de DQO para el diseño experimental a pH neutro.

Para el caso del diseño experimental bajo condiciones ácidas, las superficies muestran curvaturas que indican una interacción más fuerte entre las variables de entrada, como se observa en la Figura 19. La superficie de densidad de corriente – peróxido de hidrógeno evidencia una curva pronunciada, indicando la sinergia entre estos dos parámetros, debido a que la disponibilidad simultánea de Fe^{2+} y H_2O_2 determinan la eficiencia de la capacidad oxidante del sistema. Para el caso de la superficie de tiempo y densidad de corriente, un aumento entre ambos incrementa la remoción de DQO, ya que más tiempo resulta en una mayor conversión de cationes ferrosos, disponibles para la oxidación. Si el tiempo es insuficiente, la reacción quedará incompleta. Por último, la gráfica de H_2O_2 – tiempo muestra un *techo*, es decir, un punto óptimo de operación, ya que un exceso de peróxido puede actuar como secuestrador de radicales, saturando la solución y minimizando la eficiencia del proceso.

En el plano H_2O_2 – j (con tiempo fijo), se observa una tendencia general de incremento en la respuesta conforme aumentan ambos factores, destacándose una región de mayor remoción hacia densidades de corriente altas y dosis elevadas de H_2O_2 , lo cual sugiere que el suministro de especies electro-generadas y la disponibilidad de oxidante favorecen la degradación de la materia orgánica bajo pH ácido. De manera consistente, en el plano tiempo– j (con H_2O_2 fijo) se aprecia un patrón de aumento gradual de la remoción al incrementar el tiempo, especialmente cuando j se encuentra en niveles medios-altos, lo que indica que el proceso requiere un periodo de contacto suficiente para maximizar la transformación de compuestos orgánicos.

Asimismo, el plano tiempo– H_2O_2 evidencia una región favorable para tiempos intermedios y dosis altas de H_2O_2 , lo cual sugiere que el efecto del oxidante se aprovecha de forma más eficiente dentro de un intervalo operativo específico, y que incrementos adicionales de tiempo no necesariamente conducen a mejoras proporcionales. Con base en la localización de la región óptima predicha por el modelo, se determinaron como condiciones recomendables $j = 24 \text{ mA/cm}^2$, $\text{H}_2\text{O}_2 = 1000 \text{ ppm}$ y un tiempo de 18 min, correspondiendo a una zona de respuesta alta en el espacio experimental. La presencia de regiones amplias con

valores elevados de remoción respalda la robustez del óptimo, ya que pequeñas variaciones alrededor de dichas condiciones no inducen cambios abruptos en la respuesta.

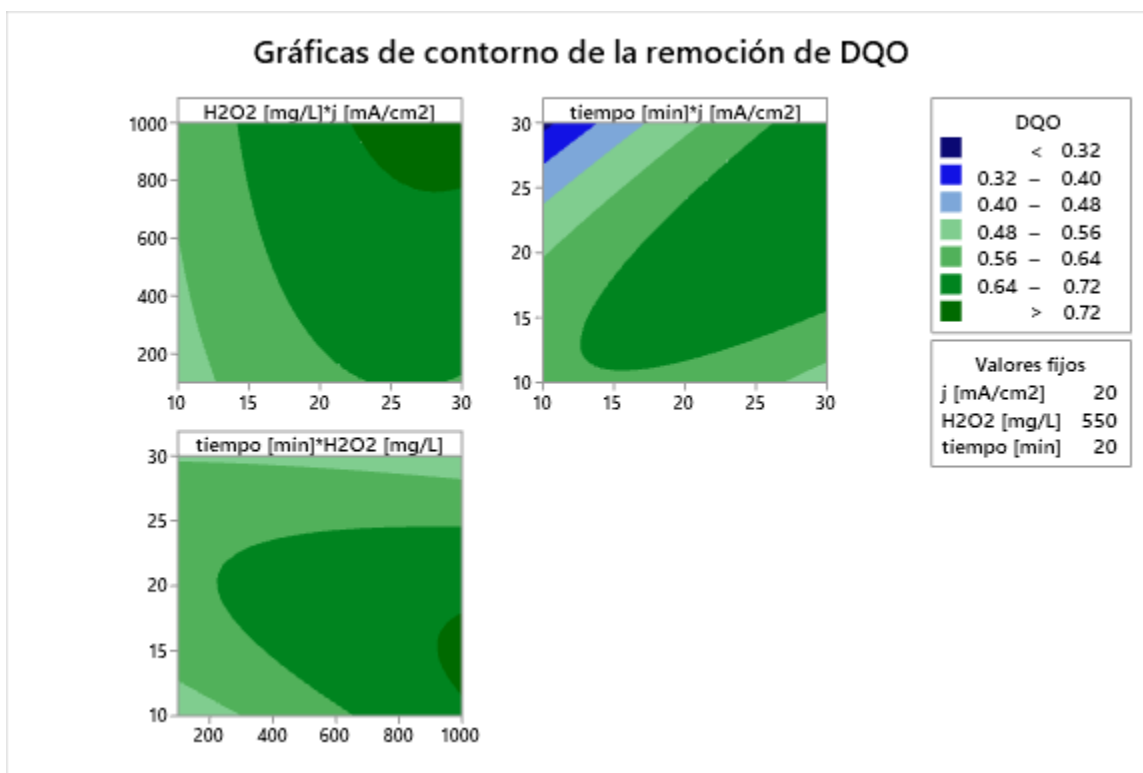


Figura 19. Gráficas de contorno de remoción de DQO para el diseño experimental a pH ácido.

Como se mencionó anteriormente, en un pH neutro, la reacción predominante del sistema es el de la EC, la cual no depende significativamente de las tres variables para remover la DQO. En contraste, a un pH ácido, las superficies muestran curvas más pronunciadas que denotan zonas de sinergia entre estos parámetros, consistentes en la activación del proceso Fenton, a pesar de que el mecanismo dominante fue el de la coagulación, y no la oxidación.

4.3 Optimización del proceso

Se obtuvieron los valores optimizados que se presentan en la Tabla 14 (como se muestra en el Anexo II), los cuales se procedieron a evaluar para los distintos valores de pH, con el objeto de confirmar una mayor remoción de las variables de respuesta esperadas.

Tabla 14. Parámetros optimizados del diseño experimental para distintos pH de la solución.

Solución	j [mA cm-2]	H2O2 [mg L-1]	Tiempo [min]
pH neutro	30	600	30
pH ácido	24	1,000	18

4.3.1 Análisis químico – teórico del proceso

Durante el proceso de EC, la aplicación de la corriente eléctrica induce la oxidación del ánodo de hierro, liberando iones ferrosos (Fe^{2+}) en la disolución, mientras que en el cátodo ocurre la reducción del agua, generando iones hidróxido (OH^-). En la primera etapa del proceso (antes de agregar la dosis correspondiente de peróxido de hidrógeno), los iones Fe^{2+} se mantienen en la solución hasta que reaccionan con estos aniones. En la Figura 20 se observa el cambio de coloración de la muestra, lo cual indica la generación de coagulantes y su efecto en la desestabilización electroquímica de las partículas.

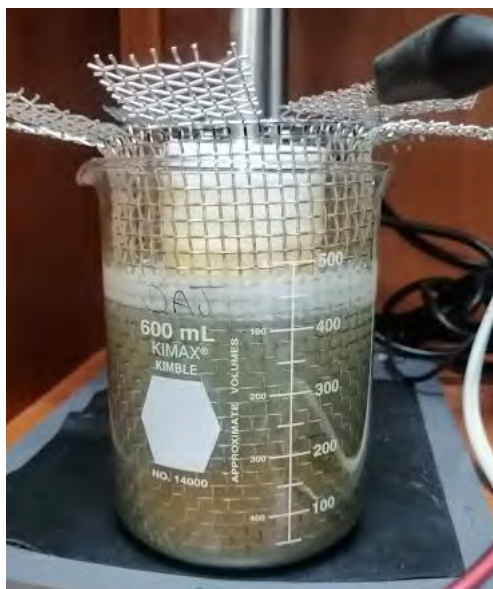


Figura 20. Proceso de EC. Se nota el cambio de coloración debido a la formación de los coagulantes hidroximetálicos.

La dosificación de peróxido de hidrógeno (H_2O_2) se realizó después de transcurrido el 20% del tiempo total del experimento, con el objetivo de asegurar la generación previa de especies ferrosas (Fe^{2+}) en solución por disolución electroquímica del ánodo de sacrificio. Dado que el Fe^{2+} actúa como catalizador principal de la reacción tipo Fenton, este retraso favorece un aprovechamiento más eficiente del oxidante al minimizar el consumo no productivo del peróxido por descomposición temprana y reacciones laterales. De igual forma, al adicionar el H_2O_2 se observó un cambio de coloración, lo que indicó la oxidación de los hidróxidos $\text{Fe}(\text{OH})_2$ a $\text{Fe}(\text{OH})_3$, como se observa en la Figura 21 (Carvalho *et al.*, 2024).

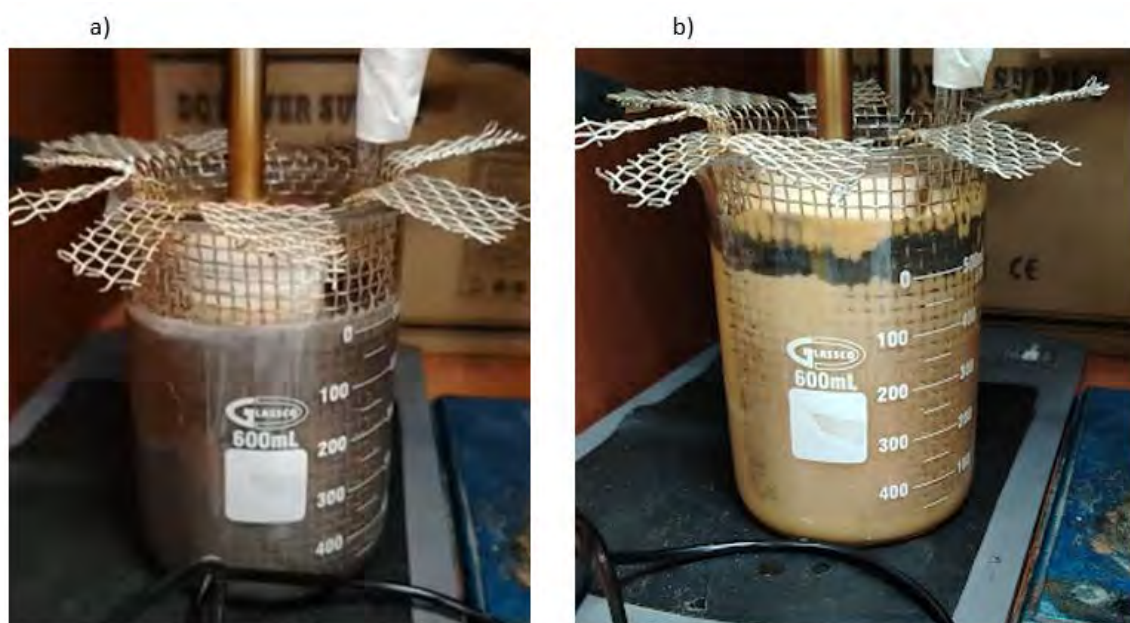


Figura 21. a) Proceso de EC sólo. La coloración es debido a los $\text{Fe}(\text{OH})_2$. b) La adición del peróxido, oxida éstos hidróxidos, así como reacciona con los Fe^{2+} libres.

Al avanzar el proceso, se observa un incremento paulatino en el pH de la solución, lo que se explica por la mayor generación y posterior concentración de iones hidróxido (Ec. 3). Este aumento favorece la precipitación de especies férricas, lo que explica las elevadas remociones de turbidez obtenidas en los experimentos ($> 96\%$), sin importar el pH inicial. En este momento, se comienza a formar la espuma que puede interferir con el proceso, por lo que se procedió a retirarla de manera manual, como se observa en la Figura 22.



Figura 22. Espumas producidas por el proceso de EC - EF, sin la adición de quitosano.

La adición del quitosano a la mitad del proceso refuerza la coagulación-floculación generada por los hidróxidos metálicos. Sus grupos funcionales protonados interactúan con partículas aniónicas, promoviendo un puenteo interparticular, aumentando la densidad y estabilidad de los flóculos formados. Esto se correlaciona con los resultados experimentales, donde se observó una rápida sedimentación, y, si bien hubo una formación visible de lodos, como se presenta en la Figura 23, resultó ser una espuma deshidratada, además de compacta, lo que coincide con lo reportado por Renault *et al.*, (2009).

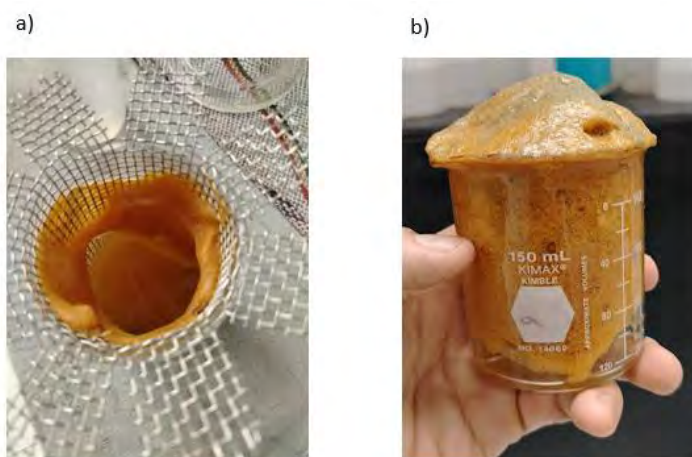


Figura 23. a) Espumas y lodos generados durante el proceso de EC- EF reforzada con quitosano. b) En comparación con la Figura 29, se observa cómo la espuma está más deshidratada.

Una vez concluido el proceso, se dejó sedimentar la muestra para dar tiempo a la estabilización de los flóculos formados. De hecho, antes del proceso de filtración, se observa la estabilidad de los flóculos formados, y su separación física, como se presenta en la Figura 24.

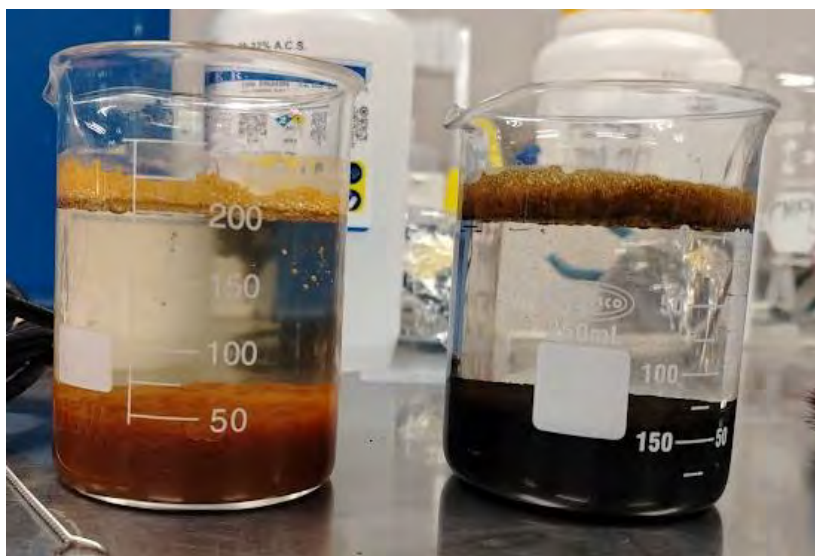
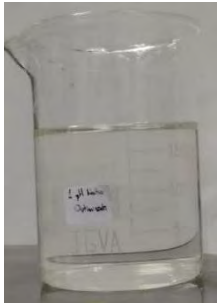
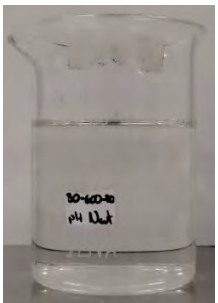
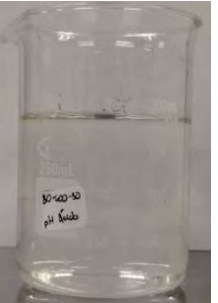
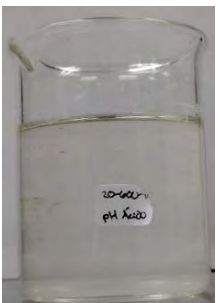


Figura 24. Proceso de sedimentación. Los flóculos formados sedimentaron y flotaron, debido a su densidad. A simple vista se ve la reducción de materia en suspensión.

4.4 Caracterización de las pruebas optimizadas

Se procedió a filtrar la muestra para retener los flóculos formados durante el proceso. En la Tabla 15 se aprecia la eliminación total de la turbidez para los 4 casos, y una disminución de la DQO. Se observa que, a pesar de la baja significancia que arrojó el ANOVA, los resultados afirman consistentemente que los parámetros optimizados arrojaron mejores porcentajes de remoción.

Tabla 15. Porcentajes de remoción para cada prueba optimizada a diferente pH. Las muestras registraron valores mayores a la media de la corrida del diseño experimental.

pH neutro					
30mAcm⁻²; 600 ppm; 30 min.			24 mAcm⁻²; 1000 ppm; 18 min.		
	% Remoción DQO	% Remoción Turbidez		% Remoción DQO	% Remoción Turbidez
	81.90 %	100 %		68.46 %	99.46 %
pH ácido					
30mAcm⁻²; 600 ppm; 30 min.			24 mAcm⁻²; 1000 ppm; 18 min.		
	% Remoción DQO	% Remoción Turbidez		% Remoción DQO	% Remoción Turbidez
	90.07 %	98.83 %		86.03 %	100.00 %

Se comprobó que la electrocoagulación fue el mecanismo predominante en todos los ensayos, ya que la remoción de turbidez alcanzó valores cercanos al 100 % en cada una de las corridas, independientemente de las condiciones operativas. En contraste, la remoción de DQO fue más eficiente en el medio ácido, donde la activación del proceso Fenton favorece la generación de radicales hidroxilo y, por lo tanto, la degradación de materia orgánica. No obstante, incluso a pH neutro se obtuvieron rendimientos superiores a los observados en las pruebas del diseño experimental inicial, lo cual sugiere la presencia de rutas oxidativas adicionales además de la coagulación.

Si bien el proceso Fenton clásico es más eficiente en condiciones ácidas, estudios recientes (Ghernaout et al., 2023) han mostrado que en pH cercanos a la neutralidad pueden generarse cantidades limitadas de radicales hidroxilo ($\bullet\text{OH}$). Aunque estos radicales presentan un poder oxidante menor y una vida media más corta que en el rango óptimo, pueden contribuir a una oxidación parcial de la materia orgánica. Asimismo, diversas investigaciones señalan que, en este entorno, especies oxidantes derivadas del hierro —incluyendo complejos Fe(III) y radicales hidroperoxilo ($\text{HO}_2\bullet$)— pueden actuar como promotores relevantes en la degradación de compuestos orgánicos. Estos mecanismos complementarios explicarían las remociones de DQO observadas en condiciones de pH neutro, aun cuando la reacción Fenton no opera de manera plenamente eficiente (Pignatello *et al.*, 2006).

Estas rutas explican la remoción parcial de DQO observada en este estudio a pH neutro, la cual, probablemente resulta de una combinación entre la coagulación, adsorción sobre los hidróxidos de hierro amorfos y una oxidación parcial por especies reactivas generadas de manera no óptima (Mollah *et al.*, 2001; Nidheesh & Zhou, 2021).

4.5 Prueba de atrapadores

Para corroborar la formación del radical hidroxilo en el proceso, se llevó a cabo la prueba de *scavengers*. Se muestra en la Figura 25 las alícuotas que se obtuvieron cada 5 minutos, donde se infiere las etapas del proceso sinérgico, debido al cambio de coloración de las muestras. Se realizó una corrida en ausencia de peróxido de hidrógeno, con la finalidad de evaluar de manera aislada la contribución de la EC en el proceso. La longitud de onda de la ciprofloxacina fue de 272 nm, concordante con el trabajo realizado por Choudhary & Verma (2022).

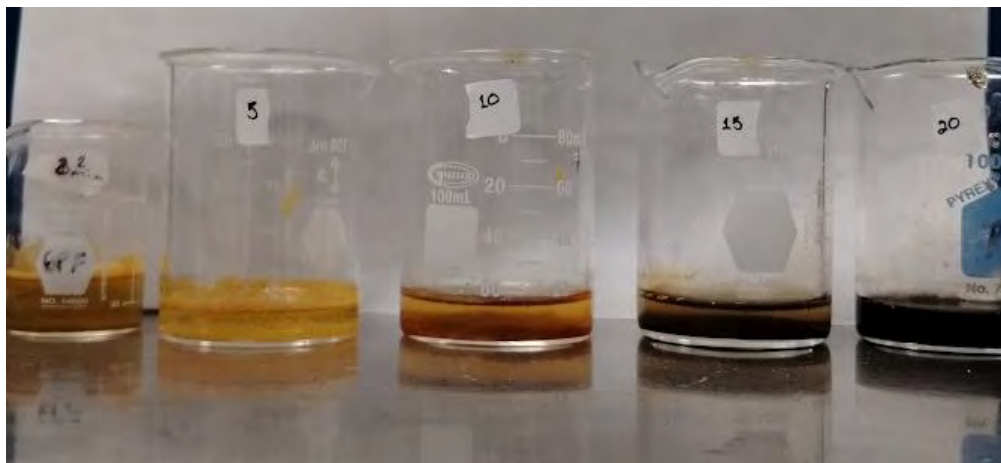


Figura 25. Fotografía de las alícuotas obtenidas durante el proceso de EC-EF. De izquierda a derecha fueron tomadas cada 5 minutos. Se aprecia el cambio de coloración, lo que indica los diferentes hidróxidos formados durante el proceso.

En la Figura 26 se observa una disminución progresiva en la absorbancia de la ciprofloxacina, lo cual indica una remoción parcial del medio. Este comportamiento es concordante con estudios previos que reportan la eficiencia de la EC en la eliminación de contaminantes emergentes mediante mecanismos de adsorción y coprecipitación sobre los hidróxidos de hierro generados *in situ*.

La mayor disminución inicial de la absorbancia se atribuye a la elevada disponibilidad de sitios activos en los hidróxidos recién formados. Sin embargo, a medida que avanza el tiempo de reacción, la saturación de estos sitios limita la remoción adicional del contaminante, reduciendo la eficiencia del proceso. Este resultado es concordante con la literatura, donde se establece que la EC es un proceso predominantemente de remoción y no de degradación. No obstante, se ha reportado que mayores tiempos de reacción y densidades de corriente más elevadas pueden incrementar las eficiencias de remoción (Majid & Samaka, 2023).

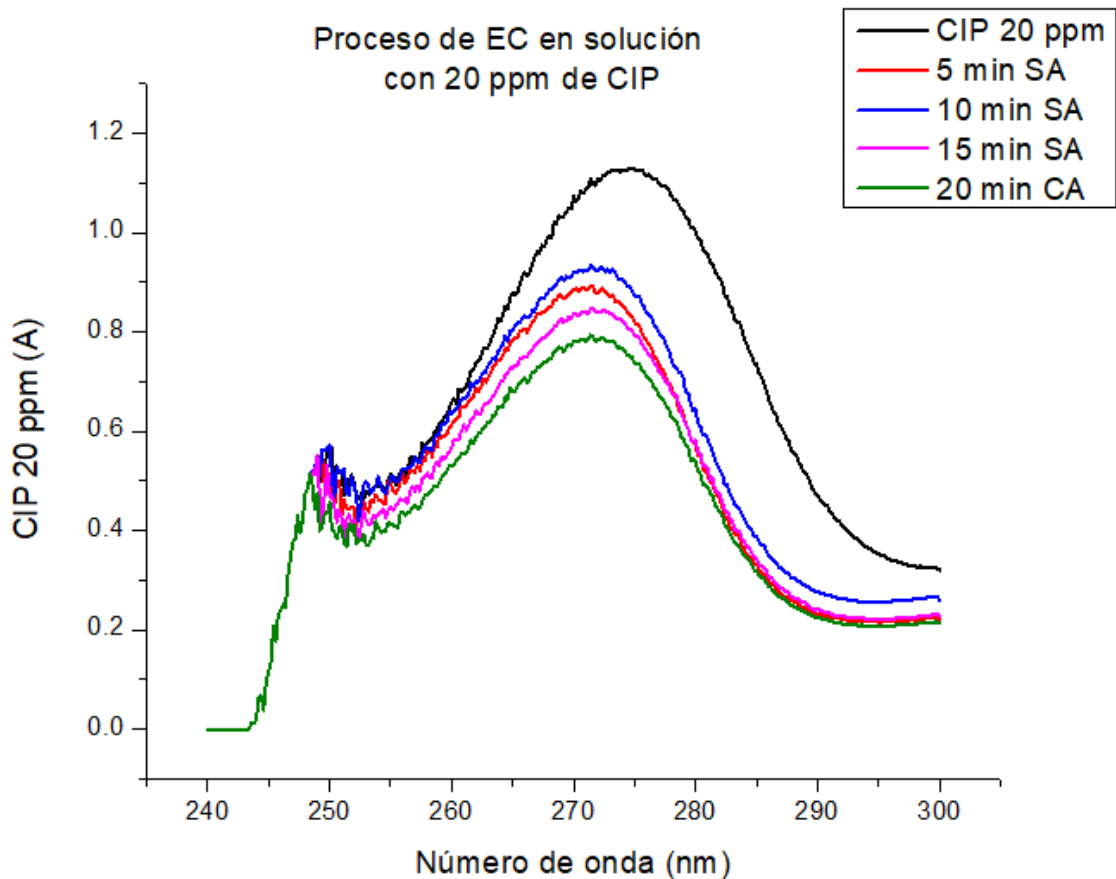


Figura 26. Prueba de degradación de muestra con CIP mediante la prueba de EC.

Con la finalidad de diferenciar entre los mecanismos de remoción por electrocoagulación y aquellos asociados a los procesos oxidativos, se evaluó el sistema EC – EF a pH neutro y ácido, con y sin la adición de un agente *scavenger* de radicales hidroxilo.

La Figura 27 muestra el comportamiento del sistema en un pH de 7. Se observa que en los primeros 5 minutos, existe una disminución considerable de la absorbancia, atribuida principalmente a la adsorción de la ciprofloxacina sobre los hidróxidos de hierro, característica del proceso de EC. No obstante, la absorbancia registrada es menor en comparación con la obtenida en ausencia de peróxido de hidrógeno (Figura 33), lo que sugiere la participación inicial de agentes oxidantes. Sin embargo, conforme avanza el proceso, la absorbancia se mantiene prácticamente constante, lo cual indica la inhibición de los radicales hidroxilo por efecto del *scavenger*. Este comportamiento confirma que el

principal mecanismo es el de adsorción y coprecipitación, asociados a la EC. Sin embargo, existe una generación limitada en cuanto a los radicales hidroxilo.

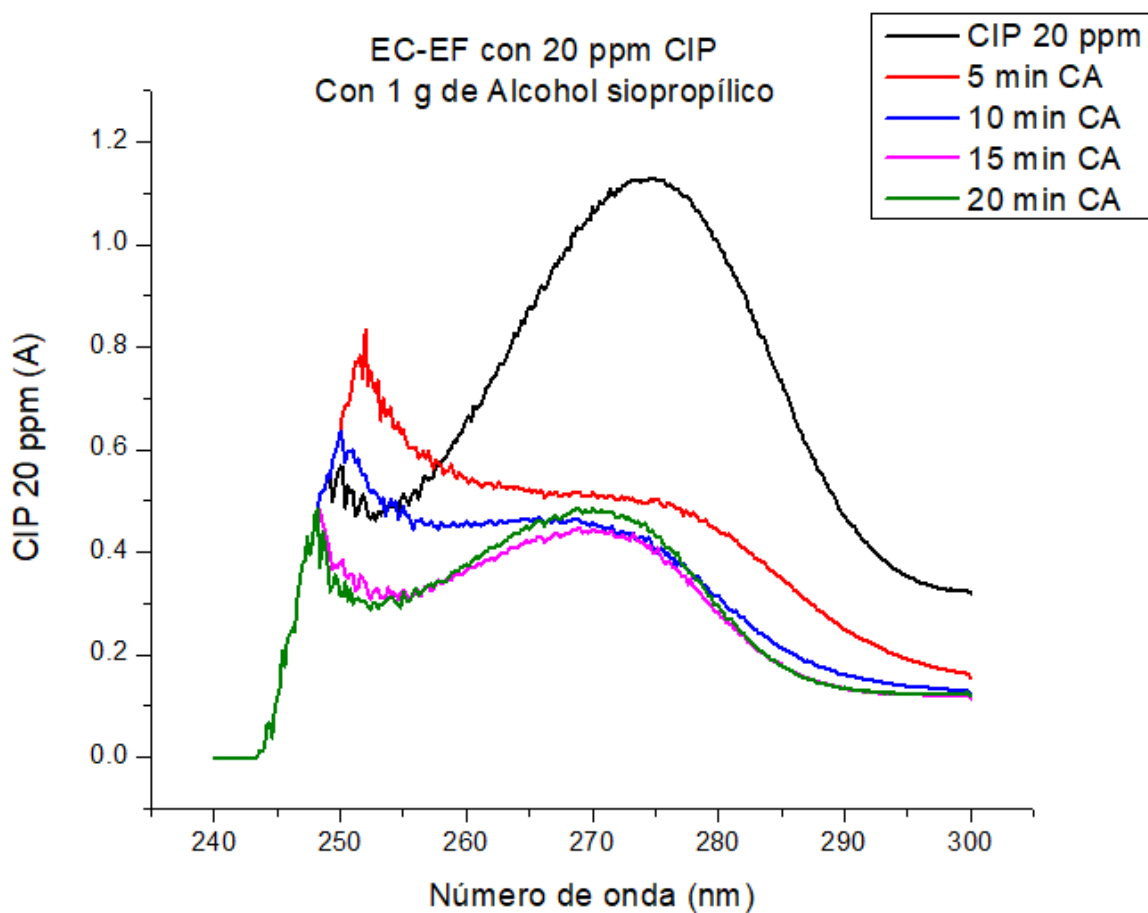


Figura 27. Prueba de EC-EF a pH neutro, con 1,000 ppm de alcohol isopropílico. Se observa un decaimiento en cuanto a la absorbancia, lo que indica degradación parcial del contaminante.

La prueba del sistema a pH neutro sin agregar los agentes *scavengers* se presenta en la Figura 28. Se aprecia una disminución progresiva de la absorbancia a lo largo del tiempo, lo que sugiere la formación y participación de radicales hidroxilo y otras especies oxidantes en la degradación parcial de la ciprofloxacina.

Este comportamiento concuerda con lo expuesto por Ghernaout *et al.*, (2023), quienes indican que, aún en condiciones de pH neutro, es posible la generación -limitada- de radicales hidroxilo, así como de especies oxidantes del hierro. La remoción incompleta del fármaco

sugiere que la producción de estas especies es insuficiente para lograr una degradación total, lo que indica que el proceso ocurre mediante una combinación de oxidación parcial y mecanismos de remoción propios de la electrocoagulación.

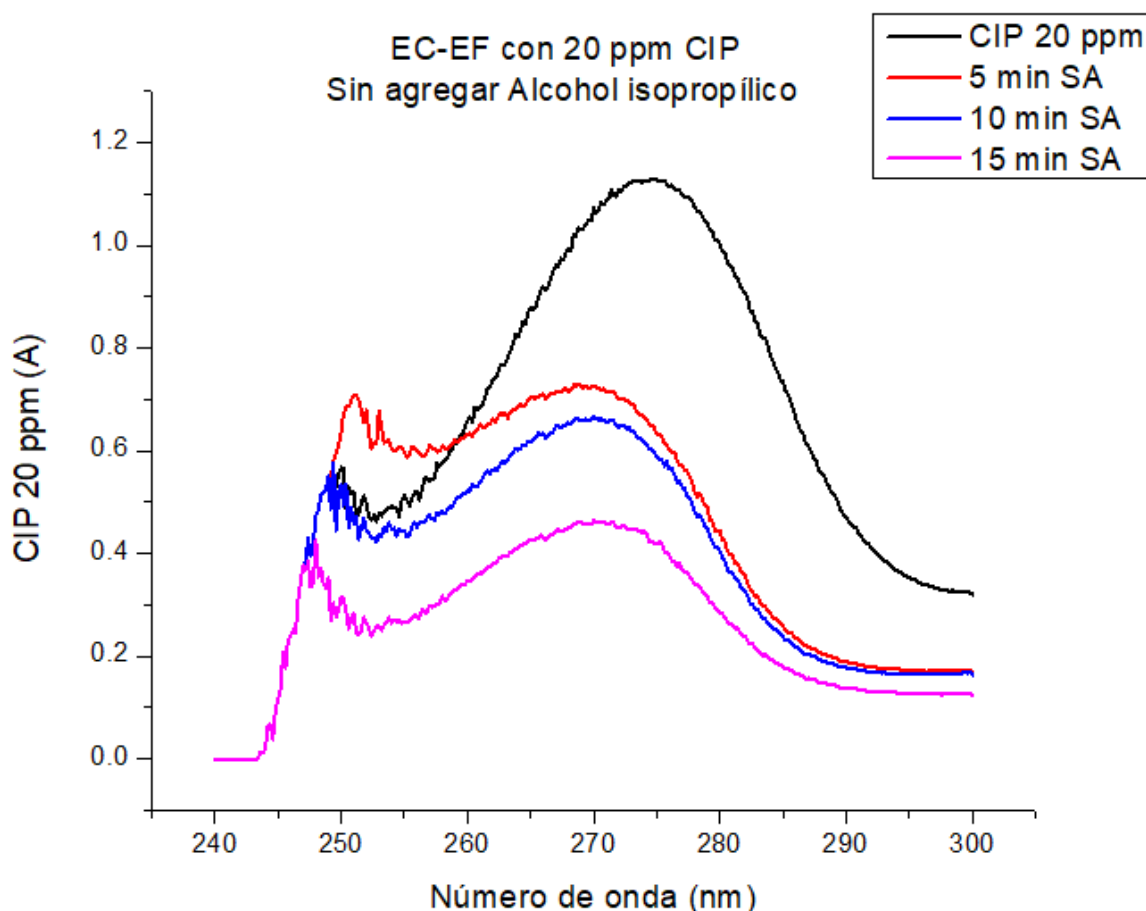


Figura 28. Prueba de EC-EF sin agregar la parte correspondiente de alcohol. Se observa una disminución a lo largo del proceso de la absorbancia, lo que supone una degradación parcial.

La Figura 29 muestra el comportamiento del sistema EC-EF a pH ácido (≈ 5) en presencia de alcohol isopropílico como agente *scavenger*. Se observa que la adición del atrapador atenúa la degradación de la ciprofloxacina, lo que indica una inhibición parcial de los radicales hidroxilo generados durante el proceso.

No obstante, la disminución de la absorbancia no se ve completamente suprimida, lo que sugiere que, bajo estas condiciones de pH, la formación de especies oxidantes ocurre de

manera rápida y sostenida desde los primeros minutos del tratamiento. Este comportamiento confirma la generación del radical hidroxilo en el sistema EC-EF en medio ácido, incluso cuando el pH no corresponde al rango óptimo reportado en la literatura (pH 3–4), evidenciando la actividad oxidante de estas especies en la degradación de la ciprofloxacina.

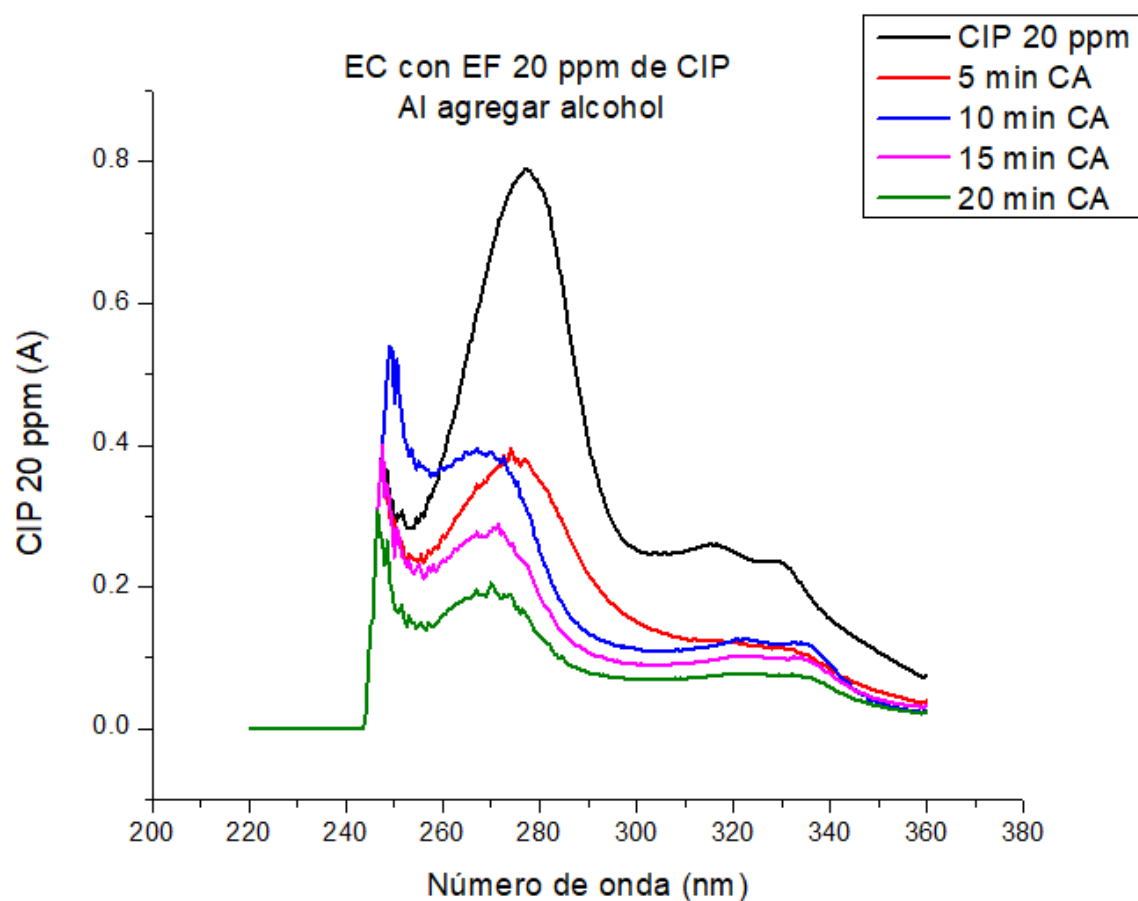


Figura 29. Prueba de *scavengers* en el pH de 5. Se observa una degradación constante de la ciprofloxacina.

En contraste, la Figura 30 presenta el comportamiento del sistema EC-EF a pH ácido sin la adición de agentes *scavengers*. Se observa una disminución continua de la absorbancia hasta la desaparición del pico característico de la ciprofloxacina después de 20 minutos de tratamiento, lo que indica una degradación prácticamente completa del fármaco.

Este resultado evidencia una producción eficiente de especies oxidantes en el medio, atribuible principalmente a la acción de los radicales hidroxilo. La comparación con la Figura 29 confirma este mecanismo, ya que la presencia del alcohol isopropílico inhibe parcialmente la degradación, demostrando su papel como atrapador de radicales y validando la participación de estas especies reactivas en el proceso EC-EF bajo condiciones ácidas.

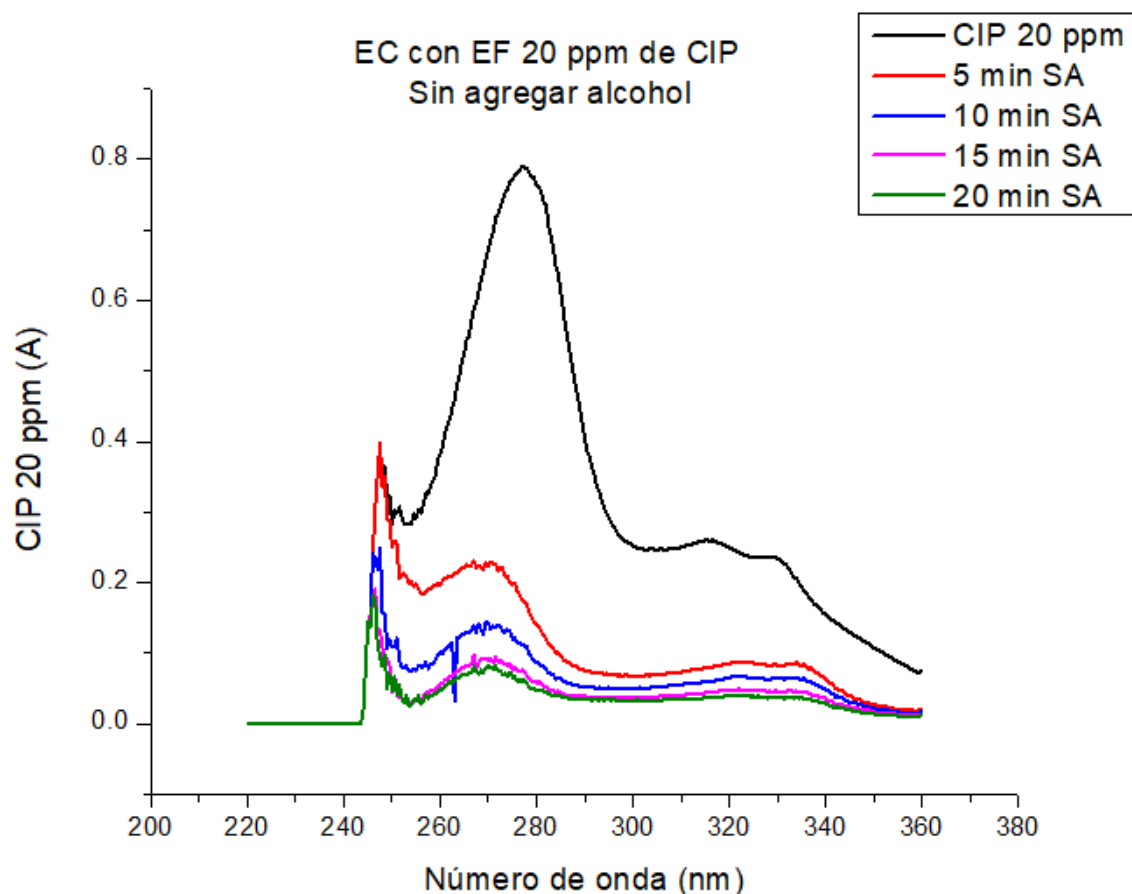


Figura 30. Prueba de atrapadores en medio ácido sin la adición de inhibidores del radical hidroxilo.

4.6 Comparación con coagulación química convencional

Una vez obtenidos los parámetros optimizados, se procedió a llevar a cabo una comparación ante el tratamiento convencional: la coagulación utilizando cloruro férrico.

Se agregó la cantidad de cristales en la solución de agua tratada, comenzando de manera instantánea la desestabilización coloidal. Se apreció un cambio de coloración a negro oscuro, lo que indica que la reacción se está llevando a cabo. Una vez transcurrido el tiempo de reacción, se dejó sedimentar por una hora la solución. En la Figura 31 se observa el proceso de aglomeración de las partículas.



Figura 31. Sedimentación de la muestra, utilizando como coagulante cloruro férrico

Al término de la coagulación, se procedió a caracterizar la muestra, utilizando como principal criterio la DQO y la turbidez. Sin embargo, para hacer un análisis más completo, se decidió obtener la concentración de sulfatos, nitratos, nitritos y fosfatos. En la Tabla 16 se presentan los valores obtenidos de la caracterización antes y después del proceso, mientras que la Tabla 17 muestra los porcentajes de remoción alcanzados.

Tabla 16. Comparación entre el proceso de coagulación química convencional y los procesos optimizados de EC - EF.

Parámetro	Agua	Coagulación	24 1000 18		30 600 30	
	Residual	química	pH	pH Ácido	pH	pH
	Real	Cloruro Férrico	Neutro		Neutro	Ácido
DQO [mg L ⁻¹]	724	26.15	228.35	61.32	91.00	6.88
Turbidez [NTU]	268	272.95	4.04	5.06	0.08	0
Nitratos [mg L ⁻¹]	11.3	5.3	0.5	0	0	0
Nitritos [mg L ⁻¹]	29	4	0	0	0	0
Sulfatos [mg L ⁻¹]	63	150	111	101	108	136
Fosfatos [mg L ⁻¹]	17.8	4.7	1.6	3.7	1.5	2.14

Tabla 17. Comparativa entre los distintos procesos, identificando los porcentajes de remoción de cada uno de los parámetros medidos.

Parámetro	Agua Residual Real	Coagulación química	24 1000 18		30 600 30	
		Cloruro Férrico	pH Neutro	pH Ácido	pH Neutro	pH Ácido
DQO						
[% Remoc]	724	90.24	68.46	91.53	87.43	99.05
Turbidez						
[% Remoc]	264	62.30	98.49	98.11	99.97	100
Nitratos						
[% Remoc]	11.3	53.09	95.57	100	100	100
Nitritos						
[% Remoc]	29	86.20	100	100	100	100
Sulfatos						
[% Remoc]	63					
Fosfatos						
[% Remoc]	17.8	73.59	91.01	79.21	91.55	87.98

A partir de los resultados mostrados en la Tabla 17, se observa que las pruebas optimizadas de electrocoagulación y electro-Fenton presentan eficiencias de remoción superiores a las obtenidas mediante coagulación química convencional. En particular, los ensayos realizados con pH inicial ácido mostraron los mayores porcentajes de remoción de DQO y turbidez, así como una eliminación prácticamente completa de nitratos, nitritos y fosfatos.

Este comportamiento puede atribuirse a la mayor estabilidad y reactividad de las especies oxidantes generadas bajo condiciones ácidas, donde predomina el mecanismo tipo Fenton, favoreciendo la oxidación avanzada de la materia orgánica presente en el agua residual. Conforme el pH del sistema se incrementa, el hierro disuelto tiende a hidrolizar y precipitar principalmente como hidróxidos férricos amorfos, promoviendo mecanismos de coagulación y adsorción, los cuales reducen la capacidad oxidativa del sistema, pero mantienen una elevada eficiencia en la remoción de contaminantes disueltos (Liu et al., 2024).

En el caso de los contaminantes inorgánicos, como nitratos, nitritos y fosfatos, la remoción observada se atribuye principalmente a los procesos de electrocoagulación, mediante mecanismos de complejación, atracción electrostática, adsorción superficial y coprecipitación con los flóculos de hidróxidos de hierro generados in situ (Al-Raad & Hanafiah, 2021).

4.7 Comparación con Legislación vigente

De acuerdo con la normativa aplicable a las aguas residuales, la NOM-001-SEMARNAT indica los límites máximos permisibles en cuanto a la descarga de aguas tratadas, el valor que podemos rescatar es el de la DQO, donde el máximo permitido oscila entre los 140 y 210 mgL⁻¹. Sin embargo, se optó por también compararla con la NOM-127 y la NOM-201, las cuales se centran en las concentraciones máximas que debe tener tanto el hielo como el agua para consumo humano. Los resultados se observan en la Tabla 18.

Tabla 18. Comparación con la normativa mexicana vigente del proceso EC-EF

PARÁMETRO	LMP NOM-127-SSA1- 2021.	LMP NOM-201-SSA1- 2015	PROCESO EC EF
Turbiedad [NTU]	4	3	0
SDT [mg L⁻¹]	1,000	-	27
Nitratos [mg L⁻¹]	11	10	0

Nitritos [mg L⁻¹]	0.90	0.06	0
Sulfatos [mg L⁻¹]	400	-	136
Fosfatos [mg L⁻¹]	-	-	2.14

4.8 Consumo energético

Se obtuvo un promedio del voltaje de celda del sistema, el cual se presenta en la Figura 32, obteniendo un valor promedio de 3.78 V para el correcto funcionamiento del proceso.

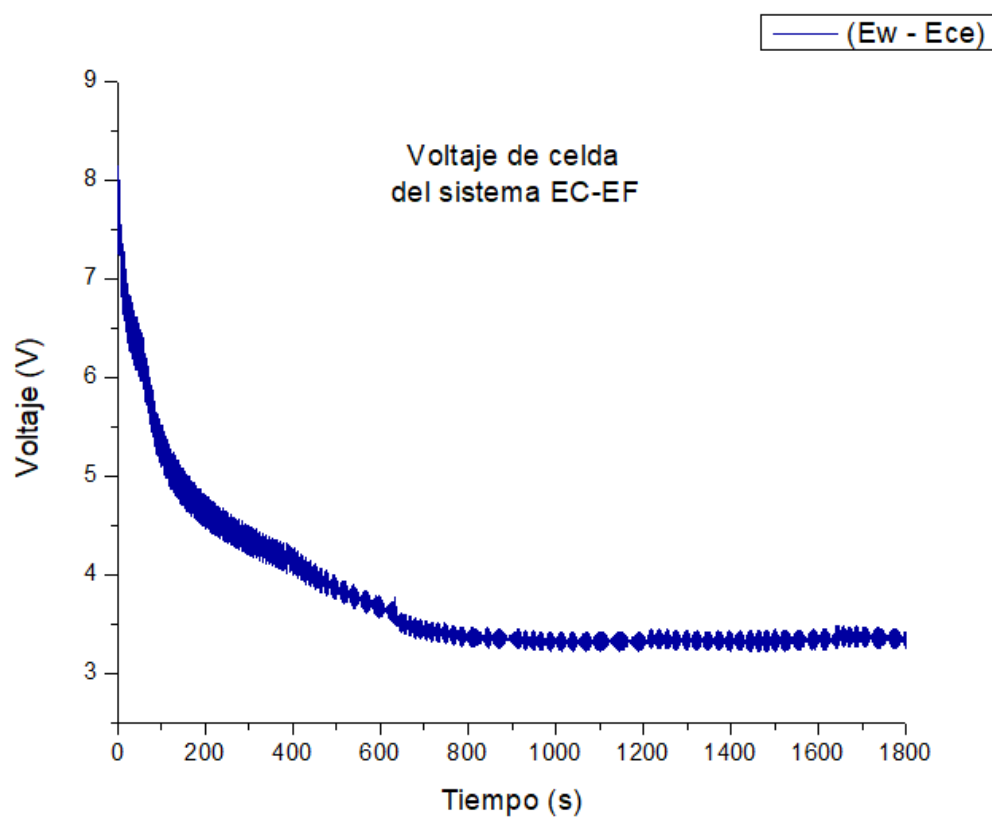


Figura 32 Gráfica de voltaje de la celda obtenida de EC-Lab para la prueba optimizada de 30 minutos y una corriente de 30mAcm⁻².

Para obtener el valor experimental de la masa liberada por el ánodo, primeramente, se calculó la masa teórica con la Ecuación 21, obteniendo la Ecuación 23. Posteriormente se procedió a pesar antes y después de la corrida optimizada, de 30mA cm⁻², lo cual se obtuvo una diferencia de 1.2 g de hierro liberado, por lo que se obtuvo la Ecuación 24.

$$\Delta m_{teo} = \frac{(55.485g/mol)(2.4A)(0.5h)}{(2)(96,485As/mol)} = 1.25g \quad (23)$$

$$\phi = \frac{1.2g}{1.25g} = 0.96 \quad (24)$$

Con estos valores, se calculó el CEE, obteniendo la Ecuación 25:

$$CEE = \frac{(2)(96485 AS/mol)(3.78V)}{(3.6 \times 10^{-3}) \left(55.845 \frac{g}{mol}\right) 0.96} = 1.05kWm^{-3} \quad (25)$$

Se calculó este consumo energético, debido a que directamente relaciona la energía utilizada con la disolución del electrodo, por volumen de la solución. El valor de 1.05 kWhm⁻³ se mantiene en el rango de otras investigaciones, por ejemplo, Li, J. *et al.* (2025) obtuvieron un consumo energético de 5 kWhm⁻³ para eliminar el 100 % de la DQO. En nuestro caso, se obtuvo una remoción similar con un consumo energético considerablemente menor.

CAPÍTULO V
CONCLUSIONES

Conclusiones

En la primera etapa de este trabajo de investigación se identificaron los parámetros críticos para el correcto diseño y evaluación del sistema de electrocoagulación acoplado al proceso Electro-Fenton. Las variables de entrada consideradas fueron la densidad de corriente, directamente relacionada con la liberación de especies férricas que actúan como coagulantes; la dosis de peróxido de hidrógeno, responsable de promover la reacción tipo Fenton y la generación de especies oxidantes; y el tiempo de reacción, el cual se buscó optimizar para minimizar los costos operativos sin comprometer la eficiencia del proceso.

Conforme avanzó el proyecto, se determinó que el pH del sistema funge como el factor más relevante para lograr un desempeño sinérgico adecuado entre los mecanismos de electrocoagulación y oxidación avanzada. Por ello, se realizaron corridas de optimización a distintos valores de pH, con el objetivo de evaluar su impacto en la remoción de demanda química de oxígeno (DQO) y turbidez.

Los resultados demostraron que ambas condiciones optimizadas — $24 \text{ mA}\cdot\text{cm}^{-2}$, $1\ 000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de H_2O_2 y 18 minutos, así como $30 \text{ mA}\cdot\text{cm}^{-2}$, $600 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de H_2O_2 y 30 minutos— presentaron altas eficiencias de remoción de DQO y turbidez. No obstante, el sistema mostró un mejor desempeño cuando se operó en medio ácido, debido a la mayor generación y estabilidad de especies oxidantes, particularmente el radical hidroxilo.

La correcta sinergia del sistema híbrido EC–EF, promovido por la oxidación de ánodos de hierro, depende directamente del pH, el cual define el mecanismo dominante en cada etapa del proceso. Este trabajo demostró que acidificar la solución a un pH entre 4.8 y 5.2 permite una generación adecuada de radicales hidroxilo y otras especies oxidantes, capaces de reaccionar con la carga orgánica presente. Si bien este intervalo no corresponde al pH óptimo clásico del proceso Fenton (≈ 3), los resultados evidencian un funcionamiento eficiente del sistema, combinado con las ventajas inherentes a la electrocoagulación, como la liberación in situ de $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$, la activación controlada del peróxido de hidrógeno y el incremento en la transferencia de masa asociado al uso de un ánodo rotatorio.

La acidificación del medio requirió aproximadamente 2.5 mL de ácido sulfúrico 0.1 M. Aunque este ajuste implica la adición de un reactivo externo, se observaron beneficios claros en el proceso, tales como la estabilización de las especies ferrosas, el favorecimiento de la reacción tipo Fenton y el incremento de la conductividad del medio, lo que mejora la transferencia de corriente sin introducir aniones altamente reactivos. El uso de sulfato como contraión resultó ventajoso frente a otros, como el cloruro, el cual puede favorecer corrosión localizada y reacciones parásitas en el ánodo.

Las pruebas con agentes atrapadores permitieron confirmar la generación de radicales hidroxilo en el sistema, incluso bajo condiciones de pH neutro. Si bien en este medio la degradación del contaminante fue limitada, se observaron oxidaciones parciales, lo que sugiere la participación de especies oxidantes con menor reactividad, contribuyendo a la disminución de la carga orgánica de la muestra.

En conjunto, los resultados confirman que el pH es el factor determinante en el equilibrio entre los mecanismos de coagulación y oxidación avanzada. Mientras que a pH neutro predominan los procesos de coagulación y adsorción mediante la formación de hidróxidos de hierro, en medio ácido se favorece la generación de radicales altamente reactivos responsables de una oxidación más eficiente de la materia orgánica.

Finalmente, al comparar el sistema EC-EF con la coagulación química convencional, se observó un mejor desempeño del proceso híbrido, logrando la remoción prácticamente total de la turbidez, una reducción significativa de la DQO y una elevada eliminación de contaminantes inorgánicos como nitratos, nitritos, sulfatos y fosfatos. Estos resultados permiten alcanzar concentraciones compatibles con normativas más estrictas que las establecidas para el tratamiento de aguas residuales, tales como la NOM-001-SEMARNAT, acercándose incluso a criterios de calidad definidos para agua potable (NOM-127 y NOM-201).

Si bien el proceso acoplado implica un mayor consumo energético y un control operativo más preciso en comparación con la coagulación química convencional, su capacidad para actuar simultáneamente sobre fracciones coloidales y solubles lo posiciona como una

tecnología con alto potencial de aplicación en el tratamiento de aguas residuales reales y como una alternativa complementaria dentro de esquemas de tratamiento avanzados.

Desde la perspectiva de Producción Más Limpia, el sistema híbrido de electrocoagulación acoplada al proceso Electro-Fenton presenta ventajas relevantes frente a los tratamientos convencionales. La generación *in situ* de especies coagulantes y oxidantes reduce significativamente el uso de reactivos químicos externos, minimizando el transporte, almacenamiento y dosificación de insumos potencialmente peligrosos. Asimismo, la capacidad del sistema para remover simultáneamente contaminantes coloidales y solubles permite una mayor eficiencia del proceso, lo que se traduce en una reducción del volumen de lodos generados y en una mejora de la calidad del efluente final.

Adicionalmente, la posibilidad de optimizar variables operativas como la densidad de corriente, el tiempo de reacción y el pH contribuye a un uso más eficiente de la energía y de los recursos, alineándose con los principios de prevención de la contaminación en la fuente y optimización de procesos promovidos por la Producción Más Limpia. En este contexto, el sistema EC–EF se perfila como una tecnología adaptable a esquemas de tratamiento existentes, capaz de integrarse como una etapa avanzada o de pulimiento, favoreciendo el cumplimiento de normativas ambientales más estrictas y promoviendo un manejo más sostenible del agua residual.

En conjunto, los resultados obtenidos indican que el sistema EC–EF no solo representa una alternativa técnicamente eficiente, sino también una opción coherente con los principios de Producción Más Limpia, al priorizar la eficiencia del proceso, la reducción de insumos químicos y la mejora ambiental del tratamiento de aguas residuales.

Limitaciones y trabajo a futuro

Si bien este trabajo demuestra algunas de las ventajas del sistema de electrocoagulación asistida con electro Fenton por oxidación de ánodos de hierro, se comentan las siguientes limitaciones y el trabajo a futuro.

Realizar ensayos a escala piloto (10 a 50 L) para evaluar la eficiencia energética real y la estabilidad de operación del ánodo rotatorio, así como la eficiencia farádica de la disolución de hierro.

Se demostró que existe una alta remoción de algunos contaminantes específicos del agua residual. Sin embargo, es necesario evaluar la calidad microbiológica del agua tratada, complementando con análisis biológicos. Así mismo, se recomienda analizar el impacto del hierro residual en procesos biológicos posteriores, y determinar la formación de subproductos oxidativos, así como su estabilidad.

De ahí se contempla una caracterización para el correcto manejo de lodos. Se propone el estudio de los lodos por SEM, FTIR y pruebas de lixiviación, para evaluar su potencial como biosólido o material reutilizable. De igual manera, analizar estrategias para su deshidratación y disposición.

Por último, también se recomienda una evaluación económica y ambiental del proceso, para poder comparar el costo por m³ tratado contra la coagulación química tradicional, y realizar un análisis preliminar de la huella ambiental generada. Así mismo, utilizar la energía renovable para reducir esta huella.

Referencias Bibliográficas

- Alismaeel, Z, Saeed, O., & Abbar, A. (2025). *Wastewater treatment through a hybrid electrocoagulation and electro-Fenton process with a porous graphite air-diffusion cathode*. Chemical Engineering and Processing – Process Intensification. 212. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cep.2025.110258>
- Al-Raad, A. & Hanafiah, M. (2021). *Sulfate (SO₄) removal by electrocoagulation process under combined electrical connection of electrodes*. Conference Series Earth and Environmental Science. 880. DOI: [10.1088/1755-1315/880/1/012033](https://doi.org/10.1088/1755-1315/880/1/012033)
- Anaya, F., Espinosa, E., Loayza, J., Zamudio, R. & Yáñez, M. (2022). *Diseño de un sistema de tratamiento de aguas grises claras para reúso como agua de riego*. Revista Sociedad Química Perú. (88(I). DOI: [10.37761/rsqp.v88i1.375](https://doi.org/10.37761/rsqp.v88i1.375)
- Arango- Ruiz, A. (2014). *Tratamiento de aguas residuales mediante electrocoagulación: desarrollo y potencial de aplicación*. Journal of Engineering and Technology. Vol. 3. N° 1. ISSN: 2256-3903
- Arango, A. (2005). *La electrocoagulación: una alternativa par el tratamiento de aguas residuales*. Revista Lasallista de investigación. 2. Pp. 49 – 56. [Redalyc.La electrocoagulación: una alternativa para el tratamiento de aguas residuales](https://doi.org/10.1088/1755-1315/880/1/012033)
- Arriols, E. (7 de junio, 2024). *Qué son la aguas residuales y cómo se clasifican*. Ecología verde. <https://ecologiaverde.elperiodico.com/que-son-las-aguas-residuales-y-como-se-clasifican-1436.html>
- Bezerra, M., Santelli, R., Oliveira, E., Villar, L. & Escalera, L. (2008). *Response Surface methodology (RSM) as a tool for optimization in analytical chemistry*. Talanta. 76. Pp. 965 – 977. DOI: [doi:10.1016/j.talanta.2008.05.019](https://doi.org/10.1016/j.talanta.2008.05.019)
- Blass G, & Panamá L. (2007). *Aplicación de electrocoagulación para eliminación de silicio en agua de enfriamiento*. Instituto de Ingeniería, UNAM. [Aplicación de electrocoagulación para eliminación de silicio en agua de enfriamiento | Revista AIDIS de ingeniería y ciencias ambientales: Investigación, desarrollo y práctica](https://doi.org/10.1016/j.talanta.2008.05.019)

- Bonola, B., Sosa-Rodríguez, F., García-Pérez, U., Romero-Ibarra, I., Henquin, E., & Vazquez-Arenas, J. (2021). *The influence of cathode material, current density and pH on the rapid Cr(III) removal from concentrated tanning effluents via electro-precipitation*. Journal of Hazardous Material Advances. 2. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2021.100008>
- Cañizares, P., Rodrigo, M., Buitrón, C. & Sáez, C. (2010). *Electrochemical technologies for the regeneration of urban wastewaters*. Electrochimica Acta. 55. Pp. 8160 – 8164. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2010.01.053>
- Cañizares, P., Rodrigo, M., Sáez, C., Lacasa, E., De Lucas, A., Pérez, A., et al. (2010). *Procesos electroquímicos: Electrocoagulación y electrooxidación. Tecnologías de Tratamiento de Aguas para su Reutilización*. Programa Consolider Tragua, 129-152.
- Carrera (2024) *Contaminantes recalcitrantes, el reto en el tratamiento de aguas residuales*.
- Carvalho, C., Silva, G., Aparecida, B., & Medeiros, J. (2024). *Electrocoagulation-Electro-Fenton hybrid system for dairy wastewater treatment: A comprehensive test and analysis, in aqueous solution*. Desalination and water treatment. 320. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100849>
- Castañeda, M., Castillo, L., Linares, I., & Avendaño, F. (2020). *Procesos Fenton en el tratamiento de aguas*. Universidad Autónoma del Estado de México.
- Castro, D. (s.f.). *Evaluación de un diseño tipo Box-Behnken en la síntesis del ánodo Ti/RuO₂-IrO₂, para maximizar la producción de cloro activo como potencial oxidante de metoprolol*. [Tesis de Maestría]. Universidad Autónoma Metropolitana.
- Cely, C. N., Bonilla G., C. & Carrillo S., G. (2023). *Tratamiento de aguas residuales*. 1a edición. Universidad Francisco de Paula Santander. Bogotá. Ecoe Ediciones, 2022.
- Chahar, M., Khaturia, S., Singh, H., Bishnoi, A. & Mahto, C. (2022). *Advanced oxidation processes for wastewater treatment. Types and mechanisms*. 1st Edition. CRC Press.
- Chaudhary, N., Verma, D., Sharma, J. & Solanki, P. (2022). *A novel bioinspired carbon quantum dots based optical sensor for ciprofloxacin detection*. Materials Letters. 308. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.matlet.2021.131090>

Chen (2004)

CONAGUA. (2019). *Estadísticas del Agua en México 2019*. Autor: Comisión Nacional del Agua. Editor: Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales.

Córdova, Y. (2021). *Aplicación de la electrocoagulación como alternativa de remoción de sólidos suspendidos totales presentes en las aguas residuales generadas en el distrito de San Pedro de Saño, 2020*. Tesis de licenciatura digital. Universidad Continental, Perú. [content](#)

Degrémont (s.f.). *Coagulación y floculación del agua*. Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico del Agua. Universidad de Salamanca. cidta.usal.es/cursos/edar/modulos/edar/unidades/LIBROS/logo/pdf/coagulacion_floculacion_agua.pdf

Ebba, M. (2021). *Studies on electrode combination for COD removal from domestic wastewater using electrocoagulation*. Heliyon 7. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e08614>

Ebrahiem, E. E., Al-Maghrabi, M. N., & Mobarki, A. R. (2017). Removal of organic pollutants from industrial wastewater by applying photo-Fenton oxidation technology. *Arabian Journal of Chemistry*, 10, S1674–S1679. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2013.06.012>

Elazzouizi, M., Haboubi, Kh., & Elyoubi, M. (2017). *Electrocoagulation flocculation as a low-cost process for pollutants removal from urban wastewater*. Chemical Engineering Research and Design. 117. Pp 614 – 626. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.cherd.2016.11.011>

Farhan, R., Akbar, A., & Yasir, F. (2024). *Electrocoagulation removal of COD and TDS from real municipal wastewater sourced from the Euphrates River using multipole arrangement*. Results in Chemistry. 9. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rechem.2024.101613>

García Segura, S., Eiband, M., Vieira, J. & Martínez, C. (2017). *Electrocoagulation and advanced electrocoagulation processes: A general review about the fundamentals, emerging applications and its association with other technologies*. Journal of Electroanalytical Chemistry. 801. Pp. 267 – 299. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jelechem.2017.07.047>

Gasmi, A., Elboughdiri, N., Ghernaout, D., Hannachi, A., Halim, K. & Khan, M. (2022). *Electrocoagulation process for removing dyes and chemical oxygen demand from*

wastewater: operational conditions and economic assessment – a review. Desalination and Water Treatment. 271. Pp. 74 – 107. DOI: doi: 10.5004/dwt.2022.28792

Ghernaout, D., Elboughdiril, N., Ghernaout, B., Abbas, A. & Benaissa, M. (2023). *Virus removal by iron coagulation processes*. Green and sustainable chemistry. 13. DOI: [10.4236/gsc.2023.133010](https://doi.org/10.4236/gsc.2023.133010)

Gil, M., Soto, A., Usma, J. & Gutiérrez, O. (2012). *Contaminantes emergentes en aguas, efectos y posibles tratamientos*. Producción + Limpia - Julio - Diciembre de 2012. Vol.7, No.2 - 52•73 [v7n2a05.pdf](#)

Gómez, C., Hernández, J., Ibarra, G., Ramírez, H., Salas, E., Vázquez, N., & Pérez, T. (s.f.) *Electrocoagulación para el tratamiento de agua de embalses artificiales*. Verano de la Ciencia. Universidad de Guanajuato. [62Electrocoagulación para el tratamiento de agua de embalses artificiales.pdf](#)

Grupo Acura (2025). *Tratamiento de aguas residuales*. Grupo Acura. [Sistemas de tratamiento de agua | Grupo Acura](#)

Guanoluiza, L. (2013). *Dimensionamiento de un sistema de electrocoagulación aplicado al tratamiento de aguas residuales domésticas, con y sin irradiación de electrones acelerados*. [Tesis de Licenciatura, Escuela Politécnica Nacional, Ecuador]

Gümüş, D., & Akbal, F. (2016). *Comparison of Fenton and electro-Fenton processes for oxidation of phenol*. Process Safety and Environmental Protection : Transactions of the Institution of Chemical Engineers, Part B, 103, 252–258. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2016.07.008>

Gutiérrez, A. (s.f.) *Las aguas residuales: composición, características y tratamiento*. Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo. [LAS Aguas Residuales: Composición, Características y Tratamiento - Studocu](#)

Holt, P., Barton, G. & Mitchell, C. (2006). *The future for electrocoagulation as a localised water treatment technology*. Chemosphere. 59. Pp. 355 – 367. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.10.023>

- Hu, C., Lo, S. & Kuan, W. (2003). *Effects of co-existing anions on fluoride removal in electrocoagulation (EC) process using aluminium electrodes*. Water research. 37. Pp. 4513 – 4523. DOI: :10.1016/S0043-1354(03)00378-6
- Ley de Aguas Nacionales, 1 de diciembre de 1992. Última Reforma DOF 08-05-2023. Ley de Aguas Nacionales
- Li, J., Yang, H., Zhang, J., Xu, H., Liu, Y., Peng, S., Wang, J., Liu, J., Geng, X., Zhao, H., Xu, G., & An, B. (2025). *A novel system combining bilateral comb anode-based anodic oxidation and FeOCl@AC plate-based cathodic electro-Fenton for improved mass transfer and efficient treatment of coking wastewater*. Chemical Engineering Journal. 519. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2025.165485>
- Liu, K., Xu, T., Hu, S., Zhuang, X., Zhou, Y., Lei, X., Zhang, X & Xie, L. (2024). *High-efficiency electro-Fenton synergistic electrocoagulation for enhanced removal of refractory organic pollutants*. Journal of Environmental Management. 370. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.122873>
- Lostanau-Silvera, C., Puris, J., Zaldivar, W., King, M., Anahua, E., & Reátegui, W. (2023). *Removal of organic contaminants from the water used to wash the tanks of truck transporting diesel: electrocoagulation in batch mode*. Desalination and Water Treatment. 315. Pp. 241 – 250. DOI: 10.5004/dwt.2023.30132
- Majid, R. & Samaka, I. (2023). *Ciprofloxacin Removing from Aqueous Solutions Using Batch Reactor Electrocoagulation Process with Aluminum Electrodes*. Journal of Ecological Engineering. 24. Pp. 364 – 372. DOI:<https://doi.org/10.12911/22998993/168619>
- Mendes P. Lyvia (2019). *Tratamiento de aguas residuales mediante electrocoagulación acoplada a un MBR para minimizar el ensuciamiento de la membrana y obtener efluentes de alta calidad*. [Tesis de Doctorado, Universidad de Alicante]
- Metcalf & Eddy, Inc., AECOM. (2014). *Wastewater engineering: Treatment and resource recovery (5th ed.)*. McGraw-Hill Education.

- Millán, D., Castañeda, S., Parrales, A., Silva, S., & Hernández, J. (2023). *La electroquímica como alternativa en el tratamiento de aguas contaminadas con metales pesados*. *Inventio*. Año 19, núm. 47, 2023. DOI: 10.30973/inventio/2023.19.47/5
- Montaño, J. (s.f.) *Tecnologías electroquímicas en el tratamiento de aguas*. Hanna Instruments Colombia. Presentación de PowerPoint
- Moya, J. (2018). *Tecnologías electroquímicas en el tratamiento de aguas: electrocoagulación*. Módulo 3. Caminos, Canales y puertos, I.U.A.C.A., España.
- Muñoz, A. & Velásquez, C. (2022). *Apropiación funcional de una celda de electrocoagulación con electrodos de hierro para el tratamiento de aguas residuales de la industria textilera*. [Tesis de Licenciatura, Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Colombia]
- National Geographic (2024). *¿Cómo afecta el cambio climático al agua que hay en el mundo? ¿Cómo afecta el cambio climático al agua que hay en el mundo? | National Geographic | National Geographic*
- Navarro. (2008). *Doble capa eléctrica*. [Presentación de PowerPoint] UNAM. https://www.bing.com/ck/a?!&&p=988d55a0b02e37d2a67f0f92ecaa46b65d2ef0a74ad10078772e16eac28fc32fJmltdHM9MTc2ODA4OTYwMA&ptn=3&ver=2&hsh=4&fclid=25402e5b-683c-6db3-093b-3b4c69566c42&u=a1L2ltYWdlcy9zZWYy2g_cT1kb2JsZStjYXBhK2VsJWMzJWE5Y3RyaWNhK3VuYW0maWQ9RjZFOjkxMTdGQjcyMzA2NUlzMkYzNTE1NDNCQTVBMUIyOUVEQkQyQSZGT1JNPUIRRIJCQQ
- Nawarkar, C., & Salkar, V. (2019). *Solar powered electrocoagulation system for municipal wastewater treatment*. *Fuel*. 237. Pp. 222 – 226. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2018.09.140>
- Neha, P., & Chadrakant, T. (2020). *Study on treatment of paper mill wastewater by electrocoagulation and its sludge analysis*. *Chemical Data Collections*. 27. 100390. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cdc.2020.100390>

- Nidheesh, P. & Hassani, A. (2025). *Advanced materials for Pharmaceutical Wastewater Treatment*. Knasjnajsak sksbkhv skdkjs ds Advanced Materials for Pharmaceutical Wastewater Treatment
- Nidheesh, P., Behera, B., Babu, D., Scaria, J., & Kumar, M. (2022). *Mixed industrial wastewater treatment by the combination of heterogeneous electro-Fenton and electrocoagulation processes*. Chemosphere. 290. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133348>
- Nidheesh, P., Adeyemi, A., Yasri, N., Laiju, A., Sankar, V., Thiam, A., Asfaha, Y., & Roberts, E. (2022). *Emerging applications, reactor design and recent advances of electrocoagulation process*. Process Safety and Environmental Protection. 166. Pp. 600 – 616. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.08.051>
- Oladoja, N., Unuabonah, E., & Omorogie, M. (2019). *Modeling in adsorption: Fundamentals and Applications*. Composite Nanoadsorbents. 2019. Pp. 85-118. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814132-8.00005-8>
- Olmos, D. & Moncaleano, J. (2021). *Evaluación de la eficiencia de la electrocoagulación en aguas residuales textiles utilizando como electrodo el aluminio*. [Tesis de Licenciatura, Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Colombia]hut
- Olmos, D., & Moncaleano, G. (2021). *Evaluación de la eficiencia de la electrocoagulación en aguas residuales textiles utilizando como electrodo el aluminio*. [Tesis de Licenciatura]. Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Colombia.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) & ONU. (2024). *Progresos en el nivel de estrés hídrico. Situación a mitad de período del Indicador 6.4.2 de los ODS y necesidades de aceleración, con especial atención a la seguridad alimentaria..* P.4 <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/251cec0e-d2f1-415b-bc06-6ab3d45e07e0/content>
- Öztürk, E., Elif, A., Selçuk, H., & Ates, S. (2025). *Treatment of real pharmaceutical industry wastewater by photo-Fenton oxidation using the response surface methodology, evaluation of diclofenac degradation and toxicity*. Engineering Science and Technology, an International Journal. 64. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jestch.2025.102004>

- Özyonar, F. & Utku, M., (2022). *Sequential use of the electrocoagulation-electrooxidation processes for domestic wastewater treatment*. Chemosphere. 290. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133172>
- Palomares, D. (2021). *Destrucción de compuestos orgánicos recalcitrantes en agua tratada mediante fotoelectrocatalisis acoplada a ozonización* [Tesis de Maestría]. Instituto Politécnico Nacional.
- Palomares-Reyna, D., Carrera-Crespo, J. E., Sosa-Rodríguez, F. S., García-Pérez, U. M., Fuentes-Camargo, I., Lartundo-Rojas, L., & Vazquez-Arenas, J. (2022). *Photo-electrochemical and ozonation process to degrade ciprofloxacin in synthetic municipal wastewater, using C, N-codoped TiO₂ with high visible-light absorption*. Journal of Environmental Chemical Engineering, 10(3), 107380. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107380>
- Palomares-Reyna, D., Palomino-Resendiz, R. L., García-Pérez, U. M., Fuentes-Camargo, I., Lartundo-Rojas, L., Sosa-Rodríguez, F. S., Vilar, V. J. P., & Vazquez-Arenas, J. (2023). *Influence of oxygen vacancies, surface composition, and crystallite size on the photoelectrochemical oxidation activity of C,N-codoped TiO₂ for cefadroxil abatement along with O₃*. Chemosphere, 342(140133), 140133. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.140133>
- Pérez de la Cruz, F. & Urrea Mallebrera, M. (s.f.). Abastecimiento de aguas. Tema 6. Coagulación y floculación. [Diapositiva de PowerPoint]. Universidad Politécnica de Cartagena. https://ocw.bib.upct.es/pluginfile.php/6019/mod_resource/content/1/Tema_06_COAGULACION_Y_FLOCULACION.pdf
- Phalakornkule, C., Polgumhang, S. & Tongdaung, W. (2009). *Performance of n Electrocoagulation process in treating direct dye: batch and continuous upflow processes*. World Academy of Science, Engineering and Technology. International Journal of Chemical and Molecular Engineering. 3, No:9. DOI: doi.org/10.5281/zenodo.1080179
- Phuong, D., Hiep, L., & Xuan, X. (2025). *Heterogeneous Fenton treatment of textile wastewater using rGO/nZVI: Batch and flow column evaluation*. Water Science and Engineering. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wse.2025.11.002>
- Pignatello, J., Oliveros, E. & MacKay, A. (2006). *Advanced oxidation processes for organic contaminant destruction based on the Fenton reaction and relates chemistry*. Critical

Reviews in Environmental Science and Technology. 36. Pp.1–84. DOI: 10.1080/10643380500326564

Rai, D. & Sinha, S. (2023). *Impact of different anode materials on electro-Fenton process and tannery wastewater treatment using sequential electro-Fenton and electrocoagulation*. Chemosphere. 336. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139225>

Renault, F., Sancey, B., Badot, P. & Crini, B. (2009). *Chitosan for coagulation/flocculation processes – An eco-friendly approach*. European Polymer Journal. 45. Pp. 1337 – 1348. DOI: doi:10.1016/j.eurpolymj.2008.12.027

Rodrigo, M., Cañizares, P., Llanos, J., Lobato, J., Martínez, F. & Sáez, C. (2014). *Aplicaciones electroquímicas al tratamiento de aguas residuales*. Universidad Autónoma del Estado de México. Editorial Reverté.

Rodríguez González, J. (2014). *Evaluación de reactores de electrocoagulación para el tratamiento de agua de purga de torres de enfriamiento*. [Tesis de Maestría]. Universidad Nacional Autónoma de México.

Rubio-Clemente, A., Chica, E. L., & Peñuela, G. A. (2014). Aplicación del proceso Fenton en el tratamiento de aguas residuales de origen petroquímico. *Ingeniería y Competitividad*, 16(2), 211–223. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0123-30332014000200019

Salinas, B. (2024). *Electrocoagulación – Electroflotación de aguas residuales*. [Tesis de Licenciatura] UNAM.

Salinas, B. (2024). *Electrocoagulación-Electroflotación de aguas residuales*. [Tesis de Licenciatura, UNAM].

SEDEMA (2025). *Glosario definición Agua residual*. Secretaría del Medio Ambiente. Gobierno Ciudad de México. <https://proyectos.sedema.cdmx.gob.mx/datos/glosario-definicion/Agua%20residual>

Sediqi, S., Bazargan, A. & Mirbagheri, S. (2021). *Consuming the least amount of energy and resources in landfill leachate electrocoagulation*. Environmental Technology & Innovation. 22. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101454>

- SEMARNAT CONAGUA. (2007). *Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento* Comisión Nacional del Agua.
- Sigcha-Pallo, C., Peralta-Hernández, J. M., Alulema-Pullupaxi, P., Carrera, P., Fernández, L., Pozo, P., & Espinoza-Montero, P. J. (2022). Photoelectrocatalytic degradation of diclofenac with a boron-doped diamond electrode modified with titanium dioxide as a photoanode. *Environmental Research*, 212(Pt C), 113362. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113362>
- Torres et al (2024). *Contaminantes emergentes en México: panorama actual, retos y una posible solución biotecnológica*
- Trabal, E. (s.f.). *Estabilidad y descomposición de las disoluciones de peróxido de hidrógeno*. Cursillos y conferencias. [content](#)
- UNESCO – WWAP. (2003). *Water for people, water for life. Executive Summary of the UN World Water Development Report*. First published by the United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO). Mundi-Prensa. Paris, Francia.
- Vásquez-Gómez, N., Martínez, R., Banda-Alemán, J., Espejel-Ayala, F., García-Espinoza, J., Godínez, L., & Robles, I. (2021). *Estudio de la viabilidad del uso de carbón activado de residuos agroindustriales en un filtro electro-Fenton como alternativa al carbón activado comercial para el tratamiento de agua residual textil*. *Rev. Int. Contam. Ambient.* 2024. 40 DOI: <https://doi.org/10.20937/rica.54731>.
- Wang, L., Cao, M., Ai, Z., & Zhang, L. (2015). Design of a highly efficient and wide pH electro-Fenton oxidation system with molecular oxygen activated by ferrous-tetrapolyphosphate complex. *Environmental Science & Technology*, 49(5), 3032–3039. <https://doi.org/10.1021/es505984y>
- Wang, T., Ma, J., Sun, Z., Chang, F., Li, Z., Zhao, Y., Ye, W., & Li, H. (2026). Electrochemical oxidation of caprolactam wastewater by a SnO₂-Sb electrode with reduced TiO₂-xN interlayer: Electrode characterization, environmental impact factors and degradation pathways. *Environmental Research*, 289(123390), 123390. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2025.123390>

Zaldumbide Paredes, J. (2016). *Selección entre un proceso de electrocoagulación y un proceso combinado de electrocoagulación con Fenton para el diseño de una planta de tratamiento de aguas residuales provenientes de la empresa textil Fabrinorte Cia. LTDA*, [Tesis de Licenciatura]. Escuela Politécnica Nacional, Ecuador.

Zaldumbide, J. (2016). *Selección entre un proceso de electrocoagulación y un proceso combinado de electrocoagulación con Fenton para el diseño de una planta de tratamiento de aguas residuales provenientes de la empresa textil Fabrinorte CIA. LTDA*. [Tesis de Maestría, Escuela Politécnica Nacional, Ecuador]

Zarza, L. (s.f.). *¿Qué es el estrés hídrico? Iagua. [¿Qué es el estrés hídrico? | iAgua](#)*

ANEXO I

**REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA PARA
DETERMINAR PARÁMETROS DEL
DISEÑO EXPERIMENTAL**

ANEXO I

Para el Diseño Box Behnken, se han buscado referencias, y se han encontrado los rangos óptimos de diseño para su operación.

Para la densidad de corriente:

Tipo de agua	Densidad de corriente mAcm ⁻²	Remoción
Textil	14 – 17	DQO 76 %
Industrial	4.55	DQO 99 %; Turbidez 100 %
Municipal	30	DQO 65%
Refinería	15.2	DQO 76%; Turbidez 98%
Maufactura	2 – 30	Turbidez 98%
Enfriador	20	DQO 68%
Agua sintética	14 – 17	Turbidez 98%
Textil	5 – 20	Turbidez 78%
Metales cortados	6	DQO 92%
Refinería	15.2	DQO 92%
Municipal	4	Turbidez 94%
Minería	90	DQO 98%

Por lo tanto, el rango que utilizaremos será de 10 a 30 mA/cm².

Para tener una idea de la dosis de coagulante necesaria, se ha encontrado que aquí las dosis son más altas:

	Dosis óptima	Referencia
Fe ₂ Cl ₃	120 mg/L	
	40 mg/L	Citulski et al.
	400 mg/L	Riera – Torres et al
	375 mg/L	El-Bestawy et al
	800 mg/L	Georgiou and Aivasidis
	Sulfato ferroso	
	240 mg/L	Aryal et al.
	293 mg/L	A.P. Buzzini, E.C. Pires.
400 mg/L	H.M. Choi, R.M. Cloud.	

Por lo que tomaremos el rango del coagulante desde 100 hasta 800 mg/L.

En tanto a floculante, tenemos dos opciones, tanto el quitosano como la celulosa:

	Dosis óptima	Referencia
Celulosa	100 – 140 mg/L	Feng, Z. (2024).
	100 –300 mg/L	Haleem, N. (2023).
	30 mg/L	Zhang, H. (2023)
	30 mg/L	Zhou, P. (2022).
	10 mg/L	Fauzani, D. (2022).
	Dosis óptima	Referencia
	180 mg/L	Labastida, I, et al. (2024).
	0.10 - 100 mg/L	
	0.10 - 1.3 mg/L	Ran Y, et al, (2015).
	5 - 20 mg/L	
Quitosano	8.0 - 110 mg/L	
	100 mg/L	
	50 – 40 mg/L	
	0.05 - 0.1 mg/L	Chitosan for coagulation/flocculation processes – An eco-friendly approach
	0.5 - 0.7 g/L	Saeid, A. et al (2017).
	12 - 16 {13.4} mg/L	M.K. Raaswefai, et al,(2024
	50 - 100 mg/L	Manal, F, et al, (2024
5 - 20 {10} mg/L	M.K. R, et al. (2024).	

Así que, la dosis del floculante tendrá un rango de: quitosano 5 – 200 mg/L; de la celulosa será de 10 – 300 mg/L.

Por último, al proponer un proceso de electrocoagulación con Fenton, se encontró que:

	Dosis óptima	Referencia
H₂O₂	15 – 30 mL	Calderón, V. (2018).
	1.2 - 6 mL	Zaldumbide, J. (2016).
	68 – 340 mg/L	Mejía Gómez, S. (2005).

45 – 50 mg/L

El-Bestawy et al

1000 mg/L

Tenorio-Hernández, M. et al. (2025).

180 mg/L

Yu, X. (2020).

100 mg/L

Acero, J. (2022)

En resumen:

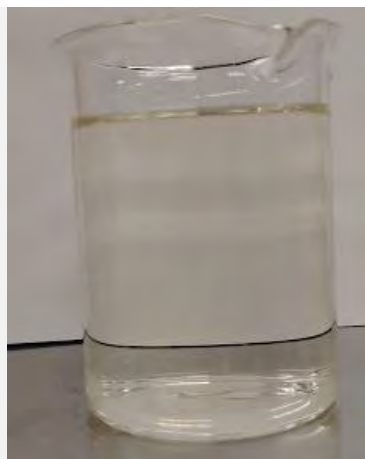
Parámetro	Rango inferior	Rango superior
Densidad de corriente	10 mA/cm ²	30 mA/cm ²
Quitosano (floc.)	5 mg/L	200 mg/L
Coagulante	100 mg/L	800 mg/L
H₂O₂	100 mg/L	1,000 mg/L

ANEXO II
RESULTADO DE DISEÑO
EXPERIMENTAL

ANEXO II

Pruebas a pH neutro

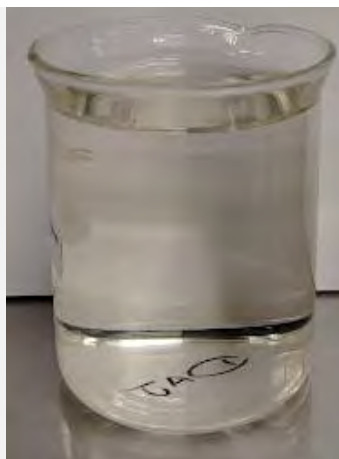
Prueba 1



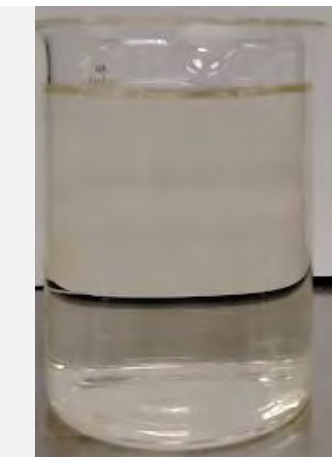
Prueba 2



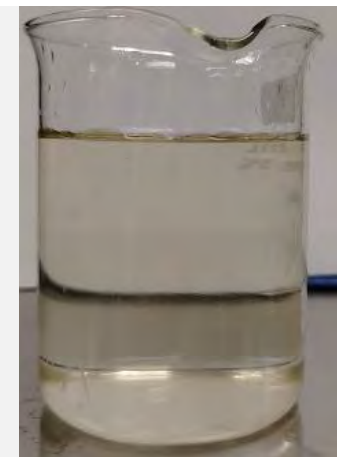
Prueba 3



Prueba 4



Prueba 5



Prueba 6



Prueba 7

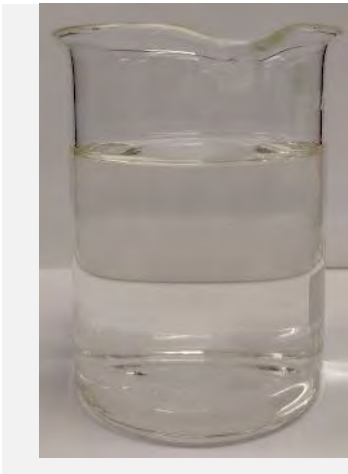


Prueba 8



Prueba 9

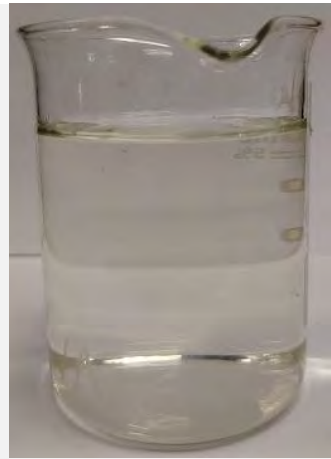




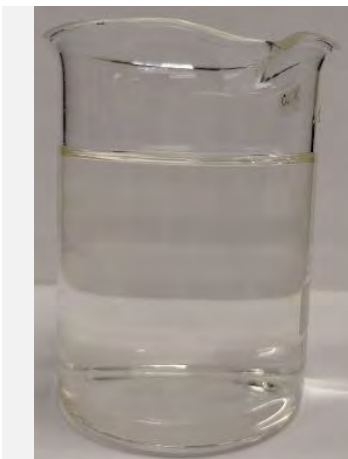
Prueba 10



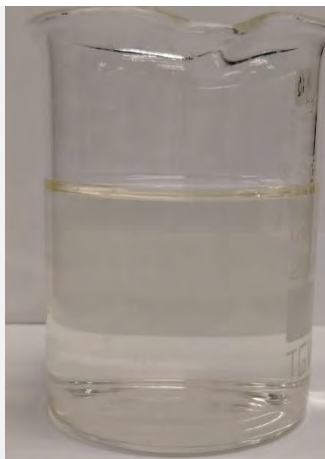
Prueba 11



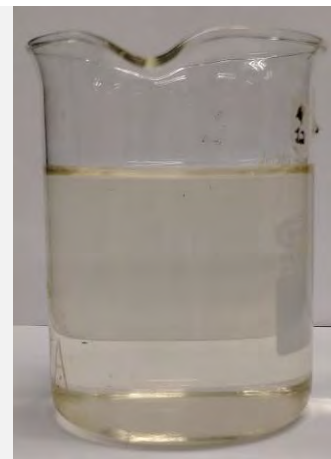
Prueba 12



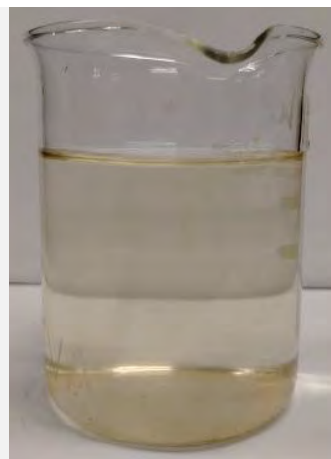
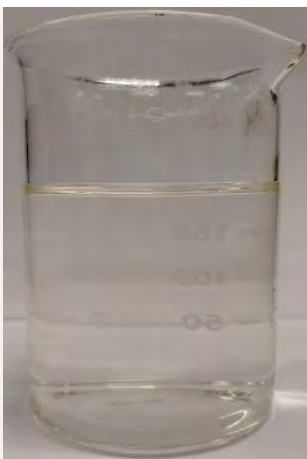
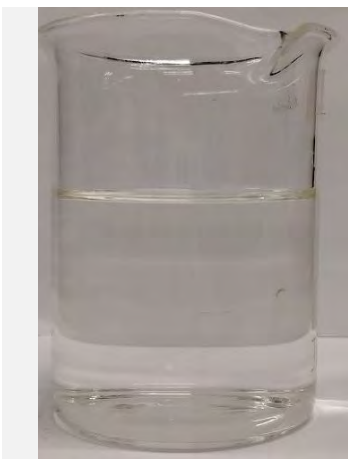
Prueba 13



Prueba 14

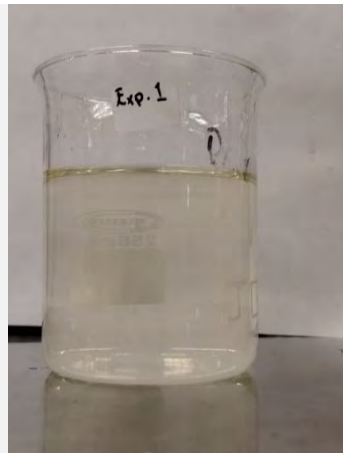


Prueba 15

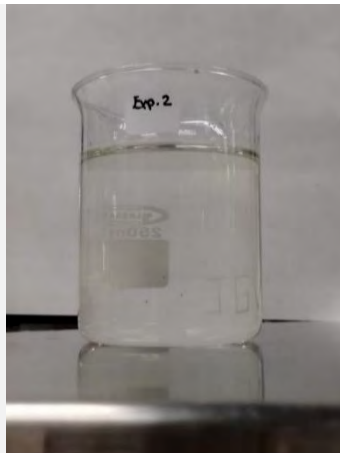


Pruebas a pH ácido

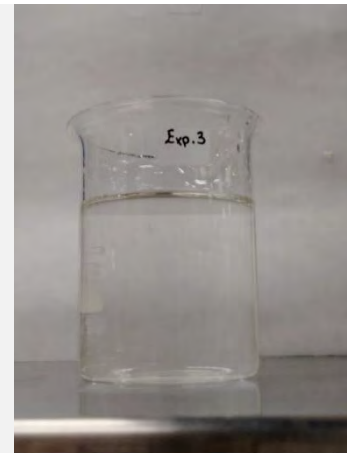
Prueba 1



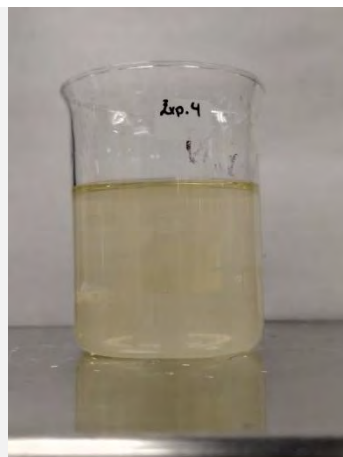
Prueba 2



Prueba 3



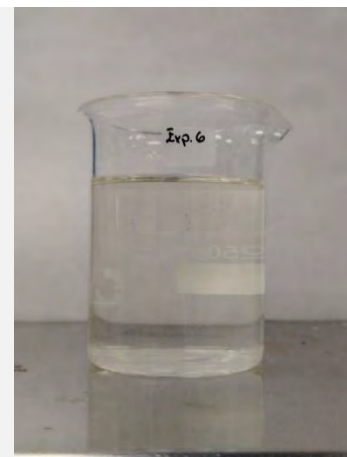
Prueba 4



Prueba 5



Prueba 6



Prueba 7



Prueba 8

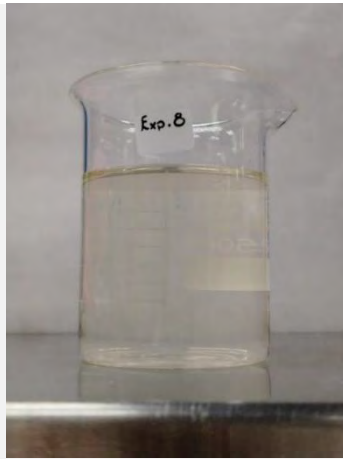


Prueba 9





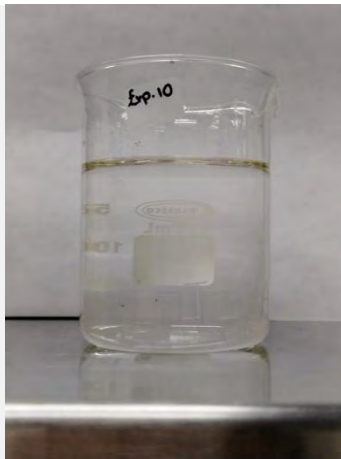
Prueba 10



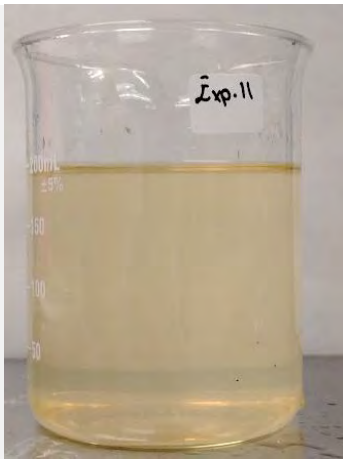
Prueba 11



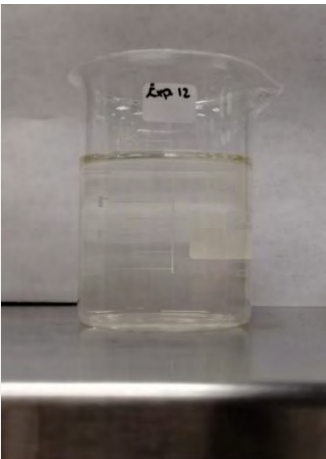
Prueba 12



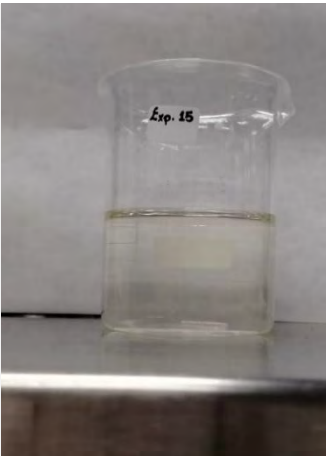
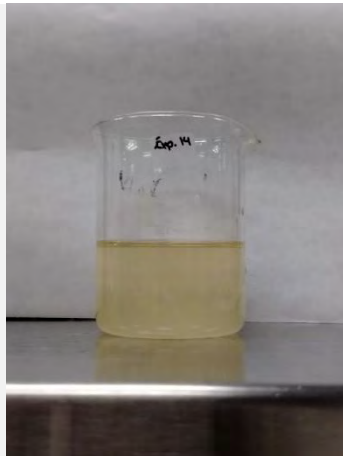
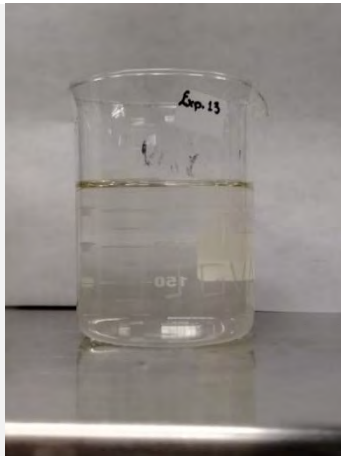
Prueba 13



Prueba 14

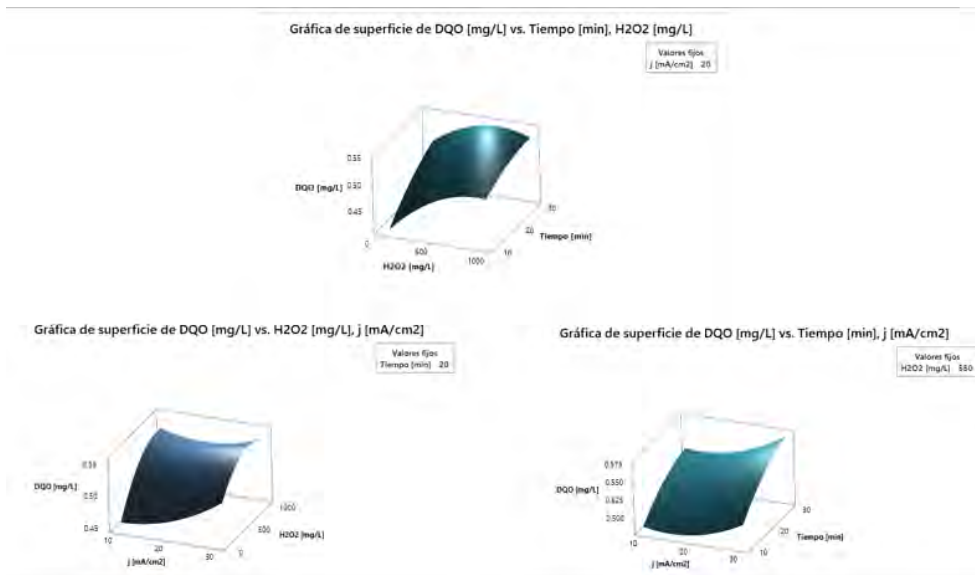


Prueba 15



Gráficas de superficie de los distintos pH

A pH neutro:



A pH ácido:

