



Universidad Autónoma de Querétaro

Facultad de Química

Desarrollo de microceldas electroquímicas cortocircuitadas
para la degradación de sulfametoxazol en fase acuosa

Tesis

Que como parte de los requisitos para
obtener el Grado de

Maestro en Ciencia y Tecnología Ambiental

Presenta:

I.Q.M. Sebastián Mori Huerta

Dirigido por:

Dr. Luis Arturo Godínez Mora-Tovar

Querétaro, Qro. a julio 2026

La presente obra está bajo la licencia:
<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/deed.es>



CC BY-NC-ND 4.0 DEED

Atribución-NoComercial-SinDerivadas 4.0 Internacional

Usted es libre de:

Compartir — copiar y redistribuir el material en cualquier medio o formato

La licenciante no puede revocar estas libertades en tanto usted siga los términos de la licencia

Bajo los siguientes términos:



Atribución — Usted debe dar [crédito de manera adecuada](#), brindar un enlace a la licencia, e [indicar si se han realizado cambios](#). Puede hacerlo en cualquier forma razonable, pero no de forma tal que sugiera que usted o su uso tienen el apoyo de la licenciante.



NoComercial — Usted no puede hacer uso del material con [propósitos comerciales](#).



SinDerivadas — Si [remezcla, transforma o crea a partir](#) del material, no podrá distribuir el material modificado.

No hay restricciones adicionales — No puede aplicar términos legales ni [medidas tecnológicas](#) que restrinjan legalmente a otras a hacer cualquier uso permitido por la licencia.

Avisos:

No tiene que cumplir con la licencia para elementos del material en el dominio público o cuando su uso esté permitido por una [excepción o limitación](#) aplicable.

No se dan garantías. La licencia podría no darle todos los permisos que necesita para el uso que tenga previsto. Por ejemplo, otros derechos como [publicidad, privacidad, o derechos morales](#) pueden limitar la forma en que utilice el material.



Universidad Autónoma de Querétaro

Facultad de Química

Maestría en Ciencia y Tecnología Ambiental

Desarrollo de microceldas electroquímicas cortocircuitadas para la degradación de
sulfametoxazol en fase acuosa

Tesis

Que como parte de los requisitos para obtener el Grado de

Maestro en Ciencia y Tecnología Ambiental

Presenta:

I.Q.M. Sebastián Mori Huerta

Dirigido por:

Dr. Luis Arturo Godínez Mora-Tovar

SINODALES

Dr. Luis Arturo Godínez Mora-Tovar

Presidente

Dr. Josué Daniel García Espinoza

Secretario

Dra. María Teresa Ayala Ayala

Vocal

Dra. Diana Issell Sandoval Cárdenas

Suplente

Dra. Arely Iraís Cárdenas Robles

Suplente

Centro Universitario, Querétaro, Qro.

Julio, 2026

México

DEDICATORIA

A los sueños, los amores y todas aquellas cosas que no salieron como esperaba.

AGRADECIMIENTOS

Deseo expresar mi agradecimiento a todas las personas e instituciones que contribuyeron a mi formación académica y al desarrollo de esta investigación.

A mi director de tesis, Dr. Luis A. Godínez, por su orientación y consejos. Su confianza y guía fueron fundamentales para mi crecimiento profesional y personal, así como para la culminación de este trabajo. A mis sinodales, Dr. Josué Daniel García, Dra. María Teresa Ayala, Dra. Diana Issell Sandoval y Dra. Arely Cárdenas, por sus observaciones y sugerencias, que enriquecieron significativamente esta tesis.

A la Maestría en Ciencia y Tecnología Ambiental, a la Facultad de Química de la Universidad Autónoma de Querétaro y al Centro de Investigación en Química para la Economía Circular, por brindarme los espacios y recursos necesarios para cursar mis estudios de maestría y desarrollar esta investigación. Asimismo, agradezco a la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación por el apoyo otorgado mediante la beca de posgrado.

A la Dra. Irma Robles, del CIDETEQ, y a la Dra. María Teresa Ayala, del Cinvestav Unidad Saltillo, por su colaboración en las pruebas de caracterización.

A mis compañeras de laboratorio, Zyan, Itzel y Dania, por los momentos que hicieron más grato el trabajo cotidiano. A mis compañeras de la maestría, especialmente, a Naomi, por el gran equipo que formamos para realizar actividades de divulgación.

A mis amigas Ana Mayra, Ana Valeria y Diana, por su amistad, cercanía y compañía constante.

A mis padres, Luis y Cecilia, por su amor y respaldo incondicional; y a mi hermana, Zamira, por su cariño y compañía a lo largo de estos años.

Este logro también es reflejo de todas las personas que, de una u otra forma, formaron parte de este camino, gracias por las enseñanzas, experiencias y momentos que dejaron huella en mi vida. Este logro también les pertenece.

ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE DE FIGURAS	iii
ÍNDICE DE CUADROS	v
RESUMEN	vi
ABSTRACT	vii
I. INTRODUCCIÓN	1
II. ANTECEDENTES	3
II. 1. Contaminación del agua	3
II. 2. Contaminantes de preocupación emergente	3
II. 3. Clasificación de los contaminantes emergentes	4
II. 4. Productos farmacéuticos y del cuidado personal	8
II. 5. Antibióticos	9
II. 6. Sulfametoxazol	10
II. 7. Tratamiento convencional de aguas residuales	12
II. 8. Procesos avanzados de oxidación	13
II. 9. Proceso Fenton	15
II. 10. Mejora de la actividad catalítica de Fenton	19
II. 11. Materiales a base de carbón y Fe empleados en el proceso Fenton	20
III. HIPÓTESIS	23
IV. OBJETIVOS	24
IV. 1. Objetivo general	24
IV. 2. Objetivos particulares	24
V. METODOLOGÍA	25
V. 1. Consideraciones éticas	25

V. 2. Sitio donde se realizó el estudio.....	25
V. 3. Síntesis de las microceldas CA/Fe.....	25
V. 4. Caracterización de las microceldas CA/Fe.....	27
V. 5. Cuantificación del hierro en solución.....	27
V. 6. Decoloración de azul de metileno	28
V. 7. Degradación de SMX	31
VI. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	33
VI.1. Determinación del potencial de electrodeposición de Fe ⁰ sobre CA.....	33
VI.2. Cuantificación de hierro en solución	36
VI.3. Caracterización fisicoquímica	37
VI.4. Degradación de azul de metileno como contaminante modelo.....	42
VI.5. Degradación de sulfametoxazol.....	51
VII. CONCLUSIONES.....	60
VIII. PERSPECTIVAS	62
IX. REFERENCIAS	63
X. Anexos.....	82
X. 1. Anexo 1. Curva de calibración para Fe ²⁺	82
X. 2. Anexo 2. Curva de calibración para azul de metileno	83
X. 3. Anexo 3: Ajustes cinéticos de pseudo primer orden no lineal	84
X. 4. Anexo 4. Curva de calibración para sulfametoxazol	87

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Tipos de CPE. Adaptado de X. Li et al. (2024).	7
Figura 2. Fórmula estructural del SMX.	10
Figura 3. Mecanismo de oxidación del proceso Fenton. Adaptado de M. Zhang et al. (2019).	16
Figura 4. Representación esquemática del proceso foto-Fenton.	20
Figura 5. Representación gráfica (a) del proceso de síntesis de las microceldas CA/Fe y (b) el mecanismo de reacción propuesto.	22
Figura 6. Representación gráfica de la celda electroquímica a utilizar.	26
Figura 7. Sistema experimental sin la aplicación de luz UV (a) y aplicando luz UV (b). Tratamientos para la decoloración de azul de metileno (c).	30
Figura 8. Reactor de lecho fijo para la síntesis de CA/Fe.	32
Figura 9. Voltamperometría cíclica empleada para determinar el potencial de electrodeposición del hierro sobre la superficie un GCE (a) y FG (b), ampliación de la región catódica (c) y (d) respectivamente.	35
Figura 10. Imágenes SEM (con aumentos de 8000x y 100000X de izquierda a derecha) obtenidas para CA (a y b) y CA/Fe (c y d).	38
Figura 11. (a) Patrón EDS y (b) mapeo del material CA/Fe.	40
Figura 12. Difractograma de rayos X del compuesto CA/Fe.	41
Figura 13. Curvas de decoloración del azul de metileno expresada como $[C]/[C]_0$ en función del tiempo para CA, CA/Fe, CA + UV, CA/Fe + UV y fotólisis (UV).	43
Figura 14. Ajuste cinético de pseudo primer orden no lineal para la decoloración de azul de metileno utilizando CA, correspondiente a tres repeticiones experimentales (R1, R2 y R3).	45
Figura 15. Constantes de velocidad de decoloración, k (min^{-1}), del azul de metileno para los diferentes tratamientos evaluados (CA/Fe, CA, CA/Fe+UV y CA+UV).	46
Figura 16. (a) Celda electroquímica con puente salino empleada para la electrodeposición de hierro. (b) Reactor de lecho empacado utilizado para el mismo proceso. (c) Representación esquemática del interior del reactor de lecho empacado	52

Figura 17. Micrografías SEM (izquierda) y mapas de distribución elemental obtenidos mediante EDS (derecha) para los compositos a diferentes tiempos de electrodeposición: a) 0 min (CA sin modificar), b) 4.39 min, c) 15.00 min, d) 25.61 min y e) 30.00 min.	57
Figura 18. Curva de calibración para Fe^{2+} obtenida mediante el método espectrofotométrico con 1,10-fenantrolina ($\lambda = 510 \text{ nm}$).	82
Figura 19. Curva de calibración para azul de metileno obtenida mediante espectrofotometría UV-Vis ($\lambda = 664 \text{ nm}$).	83
Figura 20. Ajuste cinético de pseudo primer orden no lineal para la decoloración de azul de metileno utilizando CA + UV, correspondiente a tres repeticiones experimentales (R1, R2 y R3).	84
Figura 21. Ajuste cinético de pseudo primer orden no lineal para la decoloración de azul de metileno utilizando CA/Fe, correspondiente a tres repeticiones experimentales (R1, R2 y R3).	85
Figura 22. Ajuste cinético de pseudo primer orden no lineal para la decoloración de azul de metileno utilizando CA/Fe + UV, correspondiente a tres repeticiones experimentales (R1, R2 y R3).	86
Figura 23. Curva de calibración para sulfametoxazol obtenida mediante espectrofotometría UV-Vis ($\lambda = 267 \text{ nm}$).	87

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Concentraciones de SMX reportadas en algunas partes de México.....	11
Cuadro 2. Potenciales de reducción estándar en medio acuoso de los agentes oxidantes más utilizados (Cuerda-Correa et al., 2019).....	14
Cuadro 3. Constantes de velocidad de segundo orden para reacciones involucradas en un sistema Fenton a pH 3 (Sirés & Brillas, 2017)	18
Cuadro 4. Variables independientes y niveles del diseño central compuesto.	31
Cuadro 5. Porcentaje en peso y atómico de los elementos presentes en CA/Fe determinados por EDS.....	39
Cuadro 6. Valores de la constante de velocidad de decoloración de azul de metileno	45
Cuadro 7. Agrupación de medias de la constante de velocidad de decoloración del azul de metileno para los diferentes tratamientos, obtenida mediante la prueba post hoc de Tukey (95 % de confianza).....	47
Cuadro 8. Matriz del diseño central compuesto con el porcentaje de degradación de SMX observado	53
Cuadro 9. ANOVA para el modelo cuadrático de superficie de respuesta	54
Cuadro 10. Contenido relativo de hierro determinado mediante EDS para los compositos CA/Fe obtenidos a diferentes tiempos de electrodeposición.	55
Cuadro 11. Porcentaje de hierro para CA/Fe con diferentes tiempos de electrodeposición	58
Cuadro 12. Agrupación de medias del porcentaje de hierro para CA/Fe, obtenida mediante la prueba post hoc de Tukey (95 % de confianza).	58

RESUMEN

La presencia de contaminantes de preocupación emergente (CPE) en cuerpos de agua representa un problema ambiental creciente que compromete su calidad y la salud pública. Los CPE son sustancias químicas o biológicas, generalmente no regulados ni monitoreados sistemáticamente, que pueden inducir efectos adversos en la salud humana y los ecosistemas incluso a bajas concentraciones. Entre estos compuestos, el sulfametoxazol (SMX), un antibiótico de sulfonamida ampliamente utilizado, se detecta con frecuencia en aguas superficiales y residuales debido a su baja biodegradabilidad, lo que favorece su persistencia y contribuye al desarrollo de resistencia antimicrobiana. En este contexto, los procesos avanzados de oxidación representan una alternativa eficaz para su tratamiento, ya que generan especies altamente reactivas, como los radicales hidroxilo ($\cdot\text{OH}$), capaces de mineralizar compuestos orgánicos recalcitrantes. Este proyecto tuvo como objetivo desarrollar un sistema basado en microceldas electroquímicas cortocircuitadas de hierro y carbón activado (CA/Fe) para la degradación de SMX en medio acuoso. El compuesto CA/Fe se sintetizó mediante electrodeposición de hierro sobre carbón activado y fue caracterizado fisicoquímicamente. Su desempeño se evaluó inicialmente utilizando azul de metileno (AM) como contaminante modelo, comparando la cinética de decoloración frente al carbón activado sin modificar. Los resultados mostraron que el material CA/Fe presentó una constante cinética de decoloración de $0.429 \pm 0.0404 \text{ min}^{-1}$, significativamente mayor que la del carbón activado sin modificar ($0.2258 \pm 0.0346 \text{ min}^{-1}$). Para la optimización de la degradación de SMX, se empleó un modelo estadístico de superficie de respuesta con un diseño central compuesto, evaluando el tiempo de electrodeposición y la concentración inicial de SMX como variables independientes. Sin embargo, el modelo cuadrático obtenido no fue estadísticamente significativo, y el carbón activado sin modificar exhibió el mayor porcentaje de remoción de SMX (50.79 %), sugiriendo que la adsorción predominó sobre procesos oxidativos en el rango de condiciones evaluadas. Los resultados muestran que las microceldas CA/Fe promueven procesos Fenton y mejoran la degradación del AM. Sin embargo, para SMX, mayor contenido de hierro no mejoró el desempeño, debido al exceso de Fe^{2+} . Estos hallazgos sugieren explorar, en el diseño de las microceldas, materiales anódicos alternativos y nuevas configuraciones para contaminantes emergentes.

Palabras clave: Procesos avanzados de oxidación, contaminantes de preocupación emergente, reacción Fenton, sulfametoxazol.

ABSTRACT

The presence of contaminants of emerging concern (CECs) in water bodies represents a growing environmental problem that compromises water quality and public health. CECs are chemical or biological substances, generally unregulated and not systematically monitored, that can induce adverse effects on human health and ecosystems even at low concentrations. Among these compounds, sulfamethoxazole (SMX), a widely used sulfonamide antibiotic, is frequently detected in surface and wastewater due to its low biodegradability, which favors its persistence and contributes to the development of antimicrobial resistance. In this context, advanced oxidation processes represent an effective alternative for its treatment, as they generate highly reactive species, such as hydroxyl radicals ($\cdot\text{OH}$), capable of mineralizing recalcitrant organic compounds. This project aimed to develop a system based on short-circuited iron and activated carbon (AC/Fe) electrochemical microcells for the degradation of SMX in aqueous media. The AC/Fe composite was synthesized via electrodeposition of iron onto activated carbon and was physicochemically characterized. Its performance was initially evaluated using methylene blue (MB) as a model contaminant, comparing the decolorization kinetics against unmodified activated carbon. The results showed that the AC/Fe material exhibited a decolorization kinetic constant of $0.429 \pm 0.0404 \text{ min}^{-1}$, significantly higher than that of unmodified activated carbon ($0.2258 \pm 0.0346 \text{ min}^{-1}$). For the optimization of SMX degradation, a response surface statistical model was employed using a central composite design, evaluating electrodeposition time and initial SMX concentration as independent variables. However, the resulting quadratic model was not statistically significant, and unmodified activated carbon exhibited the highest SMX removal percentage (50.79 %), suggesting that adsorption predominated over oxidative processes within the range of conditions evaluated. The results show that AC/Fe microcells promote Fenton-like processes and enhance MB degradation. However, for SMX, a higher iron content did not improve performance, due to excess Fe^{2+} . These findings suggest exploring alternative anodic materials and new microcell configurations for the treatment of emerging contaminants.

Keywords: Advanced oxidation processes, contaminants of emerging concern, Fenton reaction, sulfamethoxazole.

DECLARACION DE RESPONSABILIDAD DE ESTUDIANTE:

Declaro que los datos propios obtenidos en esta investigación fueron generados durante el desarrollo de mi trabajo de tesis de forma ética y que reporto detalles necesarios para que los resultados de esta tesis sean reproducibles en eventuales investigaciones futuras. Finalmente, este manuscrito de tesis es un trabajo original en el cual se declaró y se dio reconocimiento a cualquier colaboración o cita textual presentada en el documento.

A handwritten signature in blue ink, consisting of a large, stylized 'S' followed by several loops and a final horizontal stroke.

I. INTRODUCCIÓN

En la actualidad, garantizar el acceso al agua de calidad constituye uno de los principales desafíos a nivel global. Esta problemática se encuentra contemplada dentro de los Objetivos de Desarrollo Sostenible de las Naciones Unidas, particularmente en el Objetivo 6, el cual plantea asegurar la disponibilidad y la gestión sostenible del agua. Sin embargo, la contaminación de los cuerpos hídricos limita significativamente el cumplimiento de estas metas, ya que factores como las descargas industriales, incluidas las de la industria farmacéutica, las actividades agrícolas y las deficiencias en el tratamiento de aguas residuales continúan deteriorando la calidad del recurso y generando riesgos para la salud humana y el ambiente.

Un problema particular lo representan los contaminantes de preocupación emergente (CPE), como antibióticos, productos farmacéuticos, disruptores endocrinos, entre otros, cuya persistencia y efectos a largo plazo aún no están completamente comprendidos. Entre ellos, el sulfametoxazol (SMX), un antibiótico de la familia de las sulfonamidas ampliamente utilizado en el tratamiento de infecciones de las vías respiratorias y del tracto urinario, ha sido detectado con frecuencia en aguas superficiales y residuales, debido a su baja biodegradabilidad y resistencia a los tratamientos convencionales. Esto no solo afecta la calidad del agua, sino que también contribuye al problema global de la resistencia antimicrobiana, considerada una de las mayores amenazas para la salud pública en el siglo XXI.

En este contexto, el desarrollo de tecnologías innovadoras y sostenibles para la eliminación eficiente de estos contaminantes es una necesidad urgente. En este sentido, los procesos avanzados de oxidación (PAO) han emergido como alternativas prometedoras para la degradación de compuestos orgánicos recalcitrantes, debido a la generación de especies altamente reactivas, como los radicales hidroxilo ($\cdot\text{OH}$), capaces de oxidar una amplia variedad de contaminantes.

Dentro de estos, los procesos basados en la reacción de Fenton y sus variantes han demostrado alta eficiencia y viabilidad en el tratamiento de aguas. Asimismo, se ha reportado el uso de compósitos a base de hierro y carbón como materiales efectivos para este tipo de procesos. Con base en lo anterior, en este estudio se emplearon microceldas electroquímicas cortocircuitadas de carbón activado y hierro (CA/Fe), con un enfoque novedoso que combina procesos electroquímicos y fotoquímicos para potenciar la reacción Fenton.

Esta investigación proporcionó conocimiento para mejorar la eficiencia en la degradación de SMX y aporta al desarrollo de tecnologías sostenibles y escalables para el tratamiento de aguas residuales. Su relevancia radica en el aporte al entendimiento de los mecanismos que gobiernan estos sistemas y en la generación de información útil para el diseño y optimización de tecnologías orientadas al tratamiento de aguas contaminadas con CPE.

II. ANTECEDENTES

II. 1. Contaminación del agua

El crecimiento constante de la población, la expansión de actividades humanas y la creciente variabilidad del clima han contribuido al agravamiento de la disponibilidad del agua (du Plessis, 2022). Se prevé que la contaminación del agua siga aumentando, así como también se estima que la demanda urbana de agua incrementará un 80 % para 2050, lo cual impondrá una gran presión sobre un recurso que ya es escaso (Naciones Unidas, 2023).

Las aguas residuales y la escorrentía agrícola representan la principal causa de contaminación de este recurso. A nivel mundial, aproximadamente el 80 % de todas las aguas residuales se vierten en fuentes hídricas sin tratamiento previo, lo que se vincula a efectos negativos en la salud humana y el ecosistema (Naciones Unidas, 2023). En 2022, el 42 % de las aguas residuales domésticas de todo el mundo no recibieron un tratamiento adecuado antes de su vertido, provocando que se vertieran al ambiente unos 113, 000 millones de m³ de aguas residuales domésticas sin tratamiento o con un tratamiento insuficiente (UN-Habitat & WHO, 2024). En este panorama de creciente presión sobre los recursos hídricos, surge la preocupación por los contaminantes emergentes (Abdullah et al., 2024; Nishmitha et al., 2025).

II. 2. Contaminantes de preocupación emergente

El concepto de contaminantes de preocupación emergente (CPE) se refiere a un conjunto de sustancias presentes en el ambiente que, aunque han existido o han sido introducidas desde etapas tempranas de la industrialización, no han sido ampliamente monitoreadas ni reguladas hasta tiempos recientes. Si bien la revolución industrial marcó el inicio de la liberación de numerosos compuestos químicos en el medio ambiente, el reconocimiento de estos como una categoría

problemática es relativamente reciente. Hasta finales del siglo XX, la atención se centró principalmente en contaminantes convencionales; sin embargo, los avances en técnicas analíticas permitieron detectar concentraciones muy bajas de nuevas sustancias, lo que impulsó su estudio en el siglo XXI. Este cambio favoreció una mayor concientización pública y científica sobre su presencia, efectos potenciales y los desafíos asociados a la evaluación y mitigación de sus riesgos (X. Li et al., 2024).

En este contexto los CPE son definidos como sustancias químicas, ya sean sintéticas o naturales, o microorganismos que tienen el potencial de ingresar al medio ambiente y provocar efectos adversos, confirmados o sospechados, tanto para la salud humana como para los ecosistemas. Además, los CPE no se encuentran regulados ni monitoreados en el medio ambiente (R. Kumar et al., 2022; Scaria et al., 2021).

El término "emergente" puede aplicarse a diferentes contextos: i) contaminantes verdaderamente nuevos, como moléculas recién introducidas en el medio ambiente; ii) moléculas previamente conocidas cuya toxicidad comienza a evidenciarse; iii) contaminantes convencionales asociados a nuevos efectos toxicológicos emergentes y iv) contaminantes cuya fuente o vía de exposición para los seres humanos es novedosa (N. A. Khan et al., 2023). En este sentido, el término se refiere a sustancias que inicialmente no se consideraban un problema ambiental, pero que han comenzado a generar preocupación a nivel internacional debido a los riesgos previsibles, potenciales o reales que representan para la salud humana y el medio ambiente (Scaria et al., 2021).

II. 3. Clasificación de los contaminantes emergentes

Los CPE se clasifican en diversas categorías según su origen, uso y características químicas (R. Das & Raj, 2025). Cabe señalar que aún no existe una homologación general reconocida internacionalmente, por lo que a continuación se presentan los CPE en seis categorías (Figura 1) de acuerdo a X. Li et al. (2024):

1. Los productos farmacéuticos y de cuidado personal (PFCP) abarcan una amplia variedad de sustancias químicas, como medicamentos recetados y de venta libre, cosméticos y productos de higiene, que cada vez se detectan con mayor frecuencia en aguas residuales. Su liberación al medio ambiente ocurre a través de diversos procesos, como la fabricación, la eliminación inadecuada y la excreción humana. Debido a su persistencia y capacidad de bioacumulación, los PFCP pueden generar efectos adversos en la salud humana y en organismos acuáticos, incluyendo disrupción endocrina, la resistencia a los antibióticos e incluso la pérdida de biodiversidad (Corpus et al., 2024; R. Das & Raj, 2025; X. Li et al., 2024).
2. Los disruptores endocrinos se clasifican principalmente en tres grupos: estrogénicos (que imitan o modifican los estrógenos naturales), androgénicos (que replican o interfieren con la testosterona natural) y tiroideos (que afectan directa o indirectamente la función tiroidea) (Gogoi et al., 2018). Estos son compuestos que interfieren con el correcto funcionamiento del sistema endocrino, al imitar, bloquear o modificar la acción de las hormonas naturales, afectando funciones fisiológicas esenciales como el crecimiento, la reproducción y el desarrollo (Huang et al., 2024; X. Li et al., 2024)
3. Las sustancias perfluoroalquiladas y polifluoroalquiladas (PFAS) son compuestos sintéticos ampliamente utilizados en diversas aplicaciones industriales y de consumo debido a sus propiedades únicas de resistencia al calor, agua y aceites. Sin embargo, su alta estabilidad química contribuye a su persistencia en el ambiente, lo que ha llevado a su detección en aguas superficiales, aguas subterráneas, aguas residuales, suelos y biota. Estas sustancias han sido vinculadas con efectos adversos para la salud humana, como problemas en el sistema inmunológico, reproductivo y del desarrollo, así como un posible papel en la obesidad infantil. Aunque algunas PFAS de cadena larga han sido eliminadas gradualmente debido a su toxicidad, los compuestos de cadena corta utilizados como sustitutos siguen representando un riesgo

ambiental y para la salud (Corpus et al., 2024; Huang et al., 2024; Panieri et al., 2022).

4. Los microplásticos (MPs), definidos como partículas de plástico menores a 5 mm, se originan de la fragmentación de desechos plásticos más grandes y representan un grave problema ambiental debido a su acumulación y persistencia en diversos ecosistemas, como ambientes acuáticos, terrestres y aéreos. Estos contaminantes pueden causar daños físicos y químicos en organismos, como obstrucciones intestinales, estrés oxidativo y alteraciones histológicas, además de afectar negativamente a plantas al inhibir la germinación de semillas y la absorción de nutrientes. Los MPs también adsorben contaminantes orgánicos y metales pesados, aumentando su toxicidad y bioacumulación en la cadena alimentaria, lo que representa riesgos para la salud humana y la vida silvestre. Aunque los bioplásticos han surgido como una alternativa, su producción a gran escala sigue siendo limitada debido a costos y dificultades de fabricación (Boahen et al., 2025; S. Li et al., 2023; X. Li et al., 2024).
5. Los nanomateriales (NMs), son materiales que tienen partículas o constituyentes de dimensiones nanométricas, entre 1 y 100 nm, exhiben propiedades físicas, químicas y biológicas únicas debido a su alta relación superficie-volumen. Sin embargo, su liberación al medioambiente, ya sea intencional o accidental, plantea riesgos ecológicos y sanitarios. Los NMs pueden afectar la fertilidad del suelo, alterar la microbiota y reducir el crecimiento vegetal, además de transportarse en el aire y el agua, persistiendo en el ambiente. Aunque los NMs ofrecen soluciones innovadoras para problemas ambientales, su impacto no controlado en los ecosistemas acuáticos requiere más investigación para garantizar su uso seguro y sostenible (X. Li et al., 2024; Sairam et al., 2023).
6. Los productos químicos y subproductos industriales, como los metales pesados (plomo, mercurio), dioxinas, disolventes orgánicos y pesticidas, son sustancias tóxicas y persistentes en el medio ambiente que representan una amenaza significativa para los ecosistemas y la salud humana si no se gestionan

adecuadamente. Su liberación puede contaminar suelos y aguas, alterar ciclos naturales y afectar la cadena alimentaria. Ante el aumento de la demanda industrial, es esencial que las industrias y los organismos reguladores colaboren en el desarrollo de prácticas sostenibles y en el manejo seguro de estos materiales para proteger el medio ambiente y la salud pública (X. Li et al., 2024; Sorvari & Wahlström, 2024).



Figura 1. Tipos de CPE. Adaptado de X. Li et al. (2024).

En general, los CPE representan un desafío creciente para la salud humana y el medioambiente debido a su persistencia y efectos adversos. En la siguiente sección se abordan los PFCEP, que destacan como una de las categorías más preocupantes, ya que su uso masivo y constante plantea riesgos significativos, como la alteración de ecosistemas acuáticos y el aumento de la resistencia a los antibióticos (Boahen et al., 2025; Gwenzi, 2022; Krishnakumar et al., 2022).

II. 4. Productos farmacéuticos y del cuidado personal

Los PFCP representan uno de los grupos más extensos de CPE. Recientemente, los PFCP han despertado el interés de la comunidad científica por diversas razones: i) su creciente presencia no intencional en distintas partes del entorno, especialmente en el ecosistema marino, como la biota, los sedimentos y el agua; ii) los riesgos ecológicos que implican, como la alteración endocrina, la bioacumulación, el desarrollo de resistencia bacteriana a los antibióticos y su toxicidad clínica; y iii) los avances en las técnicas de muestreo y análisis, que han mejorado la detección de estos compuestos incluso en concentraciones muy bajas (M. Kumar et al., 2023; Osuoha et al., 2023).

Se han detectado PFCP en diversas matrices ambientales, principalmente en aguas residuales debido a su excreción en la orina y las heces. Sin embargo, las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) no están diseñadas para eliminarlos por completo, lo que permite su liberación en cuerpos de agua. Además, otras fuentes de contaminación incluyen los vertidos de la industria farmacéutica y su eliminación inadecuada en los hogares. La estabilidad química de estos compuestos dificulta su biodegradación, favoreciendo su acumulación en el ambiente y aumentando el riesgo de efectos adversos en los ecosistemas acuáticos (Chaturvedi et al., 2021; M. Kumar et al., 2023).

Aunque los PFCP abarcan una amplia variedad de compuestos, los productos farmacéuticos (PF) han generado especial preocupación debido a su diseño para ser biológicamente activos. Los PF son medicamentos terapéuticos, de venta libre o con receta, que se utilizan para el tratamiento y la prevención de enfermedades en humanos y animales. Además, presentan estructuras químicas diversas y están formulados para interactuar, ser absorbidos y distribuidos dentro de los organismos vivos, lo que aumenta su persistencia y potencial impacto en el medio ambiente y todo el ecosistema (Osuoha et al., 2023; Samal et al., 2022).

Dentro de los PF, se engloban diversas categorías, tales como analgésicos, antiinflamatorios, antidepresivos, antivirales, anticoagulantes y cardiovasculares, entre otros, cada uno de ellos desarrollado para el tratamiento de patologías específicas. Entre estos, los antibióticos destacan, debido a que su presencia en el ambiente puede favorecer la selección y diseminación de genes de resistencia a los antibióticos en las comunidades bacterianas. Este fenómeno ha llevado a que la resistencia a los antibióticos sea catalogada como una crisis global de salud pública (Samal et al., 2022).

II. 5. Antibióticos

Los antibióticos son compuestos antimicrobianos capaces de eliminar microorganismos y actuar de manera efectiva contra el crecimiento de bacterias en el cuerpo. Estos fármacos participan en la síntesis de proteínas y bloquean el desarrollo de bacterias en el organismo. Se utilizan ampliamente como medicina para humanos y también en el ganado para promover el crecimiento, prevenir enfermedades y tratarlas (Pham et al., 2024; Samal et al., 2022).

El uso indiscriminado de antibióticos ha propiciado la aparición y diseminación de bacterias resistentes a los antibióticos y genes de resistencia a los antibióticos, lo que representa una crisis global de salud pública. La resistencia antimicrobiana dificulta los tratamientos médicos, incrementando su costo y reduciendo su eficacia, lo que ha llevado a un aumento en la morbilidad y mortalidad por enfermedades infecciosas, según la Organización Mundial de la Salud (Cedeño-Muñoz et al., 2024). Además, los antibióticos son compuestos persistentes cuya presencia en el medio ambiente favorece la propagación de genes de resistencia a los antibióticos, exacerbando el problema. Se estima que, de no implementarse regulaciones estrictas sobre su uso y comercialización, para 2050 podrían registrarse hasta 10 millones de muertes anuales debido a la resistencia antimicrobiana (Pham et al., 2024; Samal et al., 2022). Entre los antibióticos de mayor preocupación se

encuentra el sulfametoxazol (SMX), ampliamente utilizado en el tratamiento de infecciones bacterianas.

II. 6. Sulfametoxazol

El SMX (Figura 2) es una sulfonamida quimioterapéutica utilizada en medicina humana y veterinaria, comúnmente en combinación con trimetoprima, y empleado en el tratamiento de infecciones de las vías respiratorias, del tracto urinario, infecciones genitales, así como infecciones cutáneas y subcutáneas (Tulková et al., 2023). Estas sulfonamidas actúan como antagonistas competitivos del *p*-aminobenzoato en la síntesis de folato bacteriano. Descubiertas hace casi 90 años, las sulfonamidas fueron la primera clase de quimioterapéuticos antimicrobianos efectivos en el tratamiento sistémico de infecciones bacterianas en humanos (Musial et al., 2023; Zou et al., 2022).

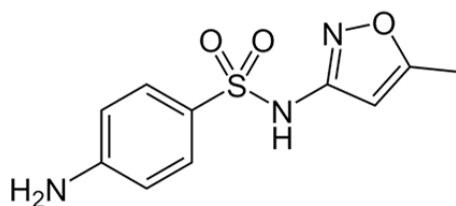


Figura 2. Fórmula estructural del SMX.

Las sulfonamidas son hidrófilas y químicamente estables, lo que las hace comunes en los entornos acuáticos y en las aguas residuales (Ren et al., 2025). Se ha encontrado SMX en aguas residuales sin tratar, aguas superficiales y subterráneas, efluentes de PTAR y agua potable, con concentraciones generalmente en el rango de ng-µg/L. Los niveles más altos se reportan en aguas residuales de hospitales. Además, se han detectado trazas de SMX en estiércol animal, suelos, sedimentos

marinos y cultivos, principalmente debido a la reutilización de aguas residuales para riego, una práctica común en áreas con escasez de agua dulce (Musial et al., 2023).

En un estudio realizado por Wilkinson et al. (2022) se realizó un reconocimiento global de la contaminación farmacéutica en los ríos. El estudio monitoreó 1,052 sitios de muestreo a lo largo de 258 ríos en 104 países de todos los continentes, lo que representa la huella farmacéutica de 471.4 millones de personas. Dentro de los 61 ingredientes farmacéuticos activos analizados, el SMX presentó las concentraciones más elevadas junto con el paracetamol, cafeína, metformina, fexofenadina, metronidazol y gabapentina. Además, en 140 sitios de monitoreo, las concentraciones de sulfametoxazol superaron las concentraciones de efecto no observable, lo que sugiere un posible impacto ecológico negativo (Wilkinson et al., 2022).

En México, se han reportado concentraciones de SMX que oscilan entre 76 y 6,350 ng/L (Cuadro 1), según un análisis de estudios de investigación realizados en el país entre 2014 y 2023, recopilado por Aguilar-Aguilar et al. (2023).

Cuadro 1. Concentraciones de SMX reportadas en algunas partes de México.

Concentración reportada (ng/L)	Matriz	Localización geográfica	Referencia
76.0-222.0	Agua superficial	Morelos	(Rivera-Jaimes et al., 2018)
2.1-6,350.0	Aguas subterráneas y aguas residuales	Hidalgo	(Lesser et al., 2018)
3,462.1	Efluentes de plantas de tratamiento	Hidalgo	(Garduño-Jiménez et al., 2023)
3,344.5	Agua superficial	Hidalgo	

Las sulfonamidas presentan una escasa biodegradabilidad; debido a esto, las PTAR convencionales presentan una baja eficiencia de eliminación de SMX (20%~30%), en consecuencia, se vuelve imprescindible el estudiar nuevos métodos rentables y efectivos para la degradación de este contaminante (A. Fu et al., 2022; Guo et al., 2020; Zou et al., 2022).

II. 7. Tratamiento convencional de aguas residuales

Los métodos tradicionales para el tratamiento de antibióticos en aguas residuales incluyen enfoques físicos, biológicos y químicos:

1. Métodos físicos como la adsorción y la filtración por membrana muestran una eficacia limitada para eliminar antibióticos altamente hidrófilos y polares, y no pueden eliminar todos los antibióticos (Q. Zhang et al., 2024). Estos buscan reducir los niveles de contaminantes mediante la separación mecánica, trasladando los antibióticos a otra fase en lugar de degradarlos. Aunque son efectivos para eliminar contaminantes suspendidos, no logran la descomposición completa de los antibióticos y conduce a la acumulación residual (Ahmed et al., 2025; Jiang et al., 2022).
2. Métodos biológicos: Tecnologías como los procesos de lodos activados, los filtros percoladores, las membranas biológicas y los humedales artificiales son ampliamente utilizadas en el tratamiento de aguas residuales. Sin embargo, presentan limitaciones significativas, como el largo tiempo necesario para la degradación de los antibióticos, la susceptibilidad a la resistencia microbiana, la sensibilidad a las condiciones ambientales y la necesidad de un control preciso (Ahmed et al., 2025; Gahruei et al., 2024; Jiang et al., 2022).
3. Métodos químicos: Estos incluyen procesos como la desinfección y la separación sólido-líquido, los cuales emplean reacciones químicas para transformar los contaminantes en compuestos no tóxicos o no peligrosos.

Procesos como la coagulación, floculación, oxidación, desinfección y ajuste del pH son fundamentales para eliminar impurezas y mejorar la calidad del agua. Si bien estos métodos ofrecen ventajas como una eliminación eficiente de contaminantes, adaptabilidad y resultados rápidos, también presentan desafíos, como la generación de residuos químicos con posibles impactos ambientales y la necesidad de personal capacitado para su correcta aplicación (Ahmed et al., 2025; Gahrouei et al., 2024; Jiang et al., 2022).

En resumen, los métodos mencionados se centran principalmente en la degradación de materia orgánica, microorganismos y sólidos solubles, sin priorizar la mineralización de los antibióticos (Jiang et al., 2022). Es importante destacar que los enfoques tradicionales suelen ser insuficientes para la descomposición completa de los antibióticos, debido a su composición compleja y su alta resistencia a la biodegradación en entornos acuáticos (Ahmed et al., 2025). Por ello, los métodos convencionales no constituyen una solución óptima para su eliminación, por lo tanto, los procesos de oxidación avanzada (PAO) han atraído una amplia atención en el campo del tratamiento de aguas residuales con antibióticos debido a su bajo impacto ambiental, alta eficiencia, condiciones de operación suaves y amplia adaptabilidad (Q. Zhang et al., 2024).

II. 8. Procesos avanzados de oxidación

Los PAO se basan en la generación *in situ* de especies altamente reactivas, como los radicales hidroxilo ($\cdot\text{OH}$), superóxido ($\text{O}_2^{\cdot-}$), hidroperoxilo ($\text{HO}_2^{\cdot}$) y sulfato ($\text{SO}_4^{\cdot-}$), entre otros (Iqbal et al., 2024; Ma et al., 2021). Estos métodos han demostrado ser altamente efectivos en la eliminación de diversos CPE. Se ha documentado que los PAO pueden descomponer completamente los compuestos orgánicos iniciales, por ejemplo, antibióticos como el SMX, transformándolos en sustancias más pequeñas, menos dañinas y fácilmente degradables, e incluso lograr su conversión

total en dióxido de carbono, iones inorgánicos y agua en ciertos casos (Iqbal et al., 2024).

Dentro de estos destacan los que producen $\cdot\text{OH}$, los cuales constituyen la mayoría de los POA disponibles. El $\cdot\text{OH}$ es uno de los oxidantes más fuertes, altamente reactivo y no selectivo, con un potencial estándar de reducción de 2.80 V frente al electrodo normal de hidrógeno (ENH), superior al de la mayoría de los agentes oxidantes comunes mostrados en el Cuadro 2 y superado únicamente por el flúor (3.05 V vs ENH) (Gahrouei et al., 2024; Ma et al., 2021; Miklos et al., 2018). Su alta reactividad se debe a la presencia de un electrón desapareado en su capa más externa, lo que lo impulsa a estabilizarse mediante su adición a compuestos orgánicos o la extracción de electrones de estos, permitiendo así la degradación de una amplia variedad de contaminantes (Dhamorikar et al., 2024).

Cuadro 2. Potenciales de reducción estándar en medio acuoso de los agentes oxidantes más utilizados (Cuerda-Correa et al., 2019).

Oxidante	Reacción de reducción	E° (V vs ENH)
Flúor	$F_{2(g)} + 2H^+ + 2e^- \rightarrow 2HF$ $F_{2(g)} + 2e^- \rightarrow 2F^-$	3.05
Radical hidroxilo	$\cdot OH + H^+ + e^- \rightarrow H_2O$	2.80
Anión radical sulfato	$SO_4^{\cdot-} + e^- \rightarrow SO_4^{2-}$	2.60
Ferrato	$FeO_4^{2-} + 8H^+ + 3e^- \rightarrow Fe^{3+} + 4H_2O$	2.20
Ozono	$O_{3(g)} + 2H^+ + 2e^- \rightarrow O_{2(g)} + H_2O$	2.08
Peroxodisulfato	$S_2O_8^{2-} + 2e^- \rightarrow 2SO_4^{2-}$	2.01
Peróxido de hidrógeno	$H_2O_2 + 2H^+ + 2e^- \rightarrow 2H_2O$	1.76
Permanganato ^(a)	$MnO_4^- + 4H^+ + 3e^-$ $\rightarrow MnO_{2(s)} + 2H_2O$	1.67

Radical hidroperoxilo ^(a)	$HO_2^{\bullet} + 3H^+ + 3e^- \rightarrow 2H_2O$	1.65
Permanganato ^(b)	$MnO_4^- + 8H^+ + 5e^- \rightarrow Mn^{2+} + 4H_2O$	1.51
Radical hidroperoxilo ^(b)	$HO_2^{\bullet} + H^+ + e^- \rightarrow H_2O_2$	1.44
Dicromato	$Cr_2O_7^{2-} + 14H^+ + 6e^- \rightarrow 2Cr^{3+} + 7H_2O$	1.36
Cloro	$Cl_{2(g)} + 2e^- \rightarrow 2Cl^-$	1.36
Dióxido de manganeso	$MnO_2 + 4H^+ + 2e^- \rightarrow Mn^{2+} + 2H_2O$	1.23
Oxígeno	$O_{2(g)} + 4H^+ + 4e^- \rightarrow 2H_2O$	1.23
Bromo	$Br_{2(l)} + 2e^- \rightarrow 2Br^-$	1.07

^(a) Medio neutro o ligeramente ácido; ^(b) medio fuertemente ácido.

A continuación, se abordan los PAO basados en la reacción de Fenton, debido a que se considera como una de las tecnologías más prometedoras para la eliminación de SMX debido a las propiedades de excelente capacidad de degradación, operación simple, bajo costo y no toxicidad (L. Liu et al., 2023).

II. 9. Proceso Fenton

Los procesos Fenton representan un subconjunto importante de los PAO para el tratamiento de contaminantes orgánicos. En 1894, el químico británico Henry John Horstman Fenton descubrió la reacción que lleva su nombre, observando que ciertas sustancias orgánicas pueden oxidarse rápidamente a compuestos inorgánicos en una solución que contiene iones de hierro y peróxido de hidrógeno (H₂O₂). La combinación de Fe²⁺ y H₂O₂ forma un poderoso agente oxidante, conocido como reactivo de Fenton, capaz de degradar de manera eficiente

numerosos contaminantes orgánicos que, de otro modo, serían difíciles de eliminar del agua, como los fenoles y los antibióticos (Befenzi et al., 2025; Jiang et al., 2022).

El mecanismo de oxidación del proceso Fenton se muestra en la Figura 3. De acuerdo con lo reportado por Jiang et al. (2022), inicia con el Fe^{2+} , que actúa como catalizador en condiciones ácidas y reacciona rápidamente con el oxidante H_2O_2 para producir Fe^{3+} y $\cdot\text{OH}$ (Ec.1). Posteriormente, el Fe^{3+} presente en la solución puede ser reducido nuevamente a Fe^{2+} mediante su reacción con H_2O_2 , permitiendo la regeneración del catalizador. En presencia de concentraciones suficientes de H_2O_2 , este ciclo redox favorece la producción continua de radicales $\cdot\text{OH}$.

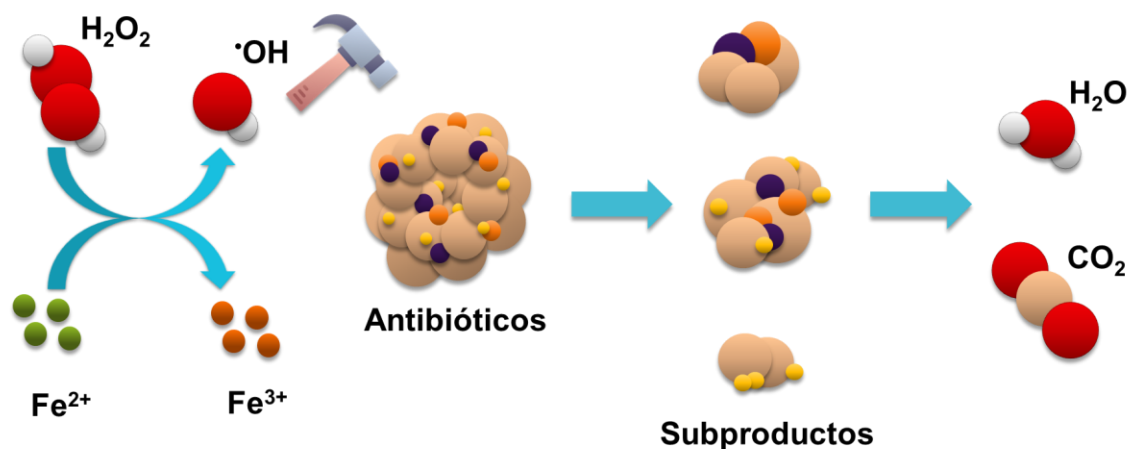
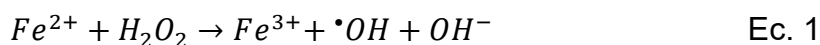


Figura 3. Mecanismo de oxidación del proceso Fenton. Adaptado de M. Zhang et al. (2019).

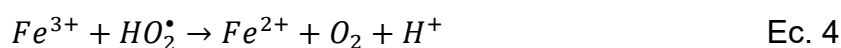
Luego, la reacción entre el radical $\cdot\text{OH}$ y H_2O_2 produce $\text{HO}_2\cdot$ y H_2O , como se muestra en la Ec. 2, pero el poder oxidante de $\text{HO}_2\cdot$ no es tan alto como el del radical $\cdot\text{OH}$ (Cuadro 2).



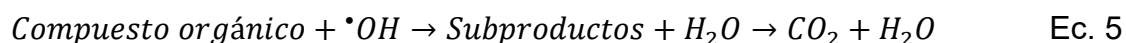
El ion Fe^{2+} reacciona con $\cdot OH$, dando lugar a la formación de Fe^{3+} , como se muestra en la Ec. 3.



A su vez, Fe^{3+} interactúa con $HO_2\cdot$ para regenerar Fe^{2+} . Las ecuaciones 3 y 4 evidencian que la conversión entre Fe^{2+} y Fe^{3+} es un ciclo continuo, ya que Fe^{2+} vuelve a reaccionar con H_2O_2 para generar más radicales $\cdot OH$.



Por último, el radical $\cdot OH$, descompone los compuestos orgánicos en H_2O y otros productos intermedios, los cuales eventualmente se transforman en dióxido de carbono (CO_2) como se describe en la Ec. 5.



Dado que la producción continua de $\cdot OH$ está asociada al ciclo redox entre Fe^{3+} y Fe^{2+} , la concentración de hierro constituye uno de los parámetros operativos clave en la eficiencia del proceso Fenton, debido a su papel en la generación de $\cdot OH$; sin embargo, también puede convertirse en un factor limitante o inhibidor cuando excede su valor óptimo (Jiang et al., 2022; Walling et al., 2021).

Las constantes de velocidad de segundo orden se muestran en el Cuadro 3. La reacción de la Ec. 6, aunque permite la regeneración del ion ferroso, ocurre a una velocidad tres órdenes de magnitud menor que la correspondiente a la Ec. 1, lo que convierte la reducción de Fe^{3+} a Fe^{2+} en un posible paso limitante del proceso (Sirés & Brillas, 2017).

Por otra parte, cuando la concentración de Fe^{2+} en solución es excesiva, este puede actuar como un agente secuestrador (*scavenger*) de los $\cdot OH$ generados, compitiendo directamente con el contaminante objetivo por dichos radicales, de acuerdo con la reacción secundaria descrita en la Ec. 3 (Adamek et al., 2022).

Debido a su elevada constante de velocidad de segundo orden, esta reacción convierte al Fe^{2+} en un competidor cinéticamente eficiente frente al contaminante, reduciendo la disponibilidad de $\cdot OH$ para la degradación de compuestos orgánicos (Sirés & Brillas, 2017; Walling et al., 2021).

Cuadro 3. Constantes de velocidad de segundo orden para reacciones involucradas en un sistema Fenton a pH 3 (Sirés & Brillas, 2017)

Reacción	k_2 ($M^{-1}s^{-1}$)	Número de ecuación
$Fe^{2+} + H_2O_2 \rightarrow Fe^{3+} + \cdot OH + OH^-$	55	Ec. 1
$Fe^{3+} + H_2O_2 \rightarrow Fe^{2+} + HO_2\cdot + H^+$	3.1×10^{-3}	Ec. 6
$Fe^{2+} + \cdot OH \rightarrow Fe^{3+} + OH^-$	4.3×10^8	Ec. 3

Además de la concentración de hierro, la forma en que este se encuentra presente en el sistema también influye en la eficiencia del proceso Fenton. De acuerdo con la forma en que el hierro participa en el sistema, las reacciones de Fenton incluyen Fenton homogéneo y heterogéneo. El proceso Fenton homogéneo, utiliza sales ferrosas, como el sulfato ferroso, en un medio ácido, lo que permite un contacto eficiente y una óptima transferencia de masa entre Fe^{2+} y H_2O_2 . Esto se traduce en una alta eficiencia de degradación y una operación sencilla. Sin embargo, a pH elevados, la morfología y las especies activas de Fe^{2+} pueden alterarse, reduciendo su reactividad. Además, este proceso genera una gran cantidad de lodos con contenido de hierro, lo que representa un desafío para su eliminación.

Como alternativa al proceso homogéneo, se emplean catalizadores Fenton heterogéneos, como minerales de hierro, hierro en estado cero y materiales con óxidos de hierro. Estos catalizadores mejoran la descomposición de H_2O_2 y la generación de radicales $\cdot OH$. No obstante, la interfaz sólido-líquido dificulta la transferencia de masa, lo que puede afectar la eficiencia del proceso. A pesar de este inconveniente, una optimización adecuada de los catalizadores permite una

degradación efectiva de los contaminantes en un amplio rango de pH. Sin embargo, su vida útil limitada implica que, al final de su ciclo operativo, deben ser eliminados en forma de residuos (Befenzi et al., 2025; Cao et al., 2024). Asimismo, se puede lograr una mejora adicional en la actividad de Fenton heterogénea acoplando el proceso con fuentes de energía externas como luz y electricidad.

II. 10. Mejora de la actividad catalítica de Fenton

La combinación de dos técnicas diferentes representa una estrategia efectiva para la degradación de contaminantes. En particular, las reacciones heterogéneas de Fenton se ven potenciadas con la adición de luz UV (foto-Fenton), lo que favorece la generación de especies reactivas de oxígeno (ROS) y contribuye al ciclo redox Fe(II)/Fe(III), optimizando el proceso (Figura 4). Mientras que el proceso electro-Fenton es una tecnología avanzada de oxidación electroquímica con gran potencial para la comercialización del método Fenton. En este proceso, el H_2O_2 se genera directamente en el cátodo mediante la reducción de oxígeno con dos electrones, lo que permite su reacción con sales de hierro para producir $\cdot\text{OH}$. La variante heterogénea del EF, donde las sales de hierro se encuentran en estado sólido insoluble, ayuda a superar las limitaciones del proceso homogéneo, como la formación de lodos de hierro y la imposibilidad de reutilizar el catalizador (Scaria et al., 2021).

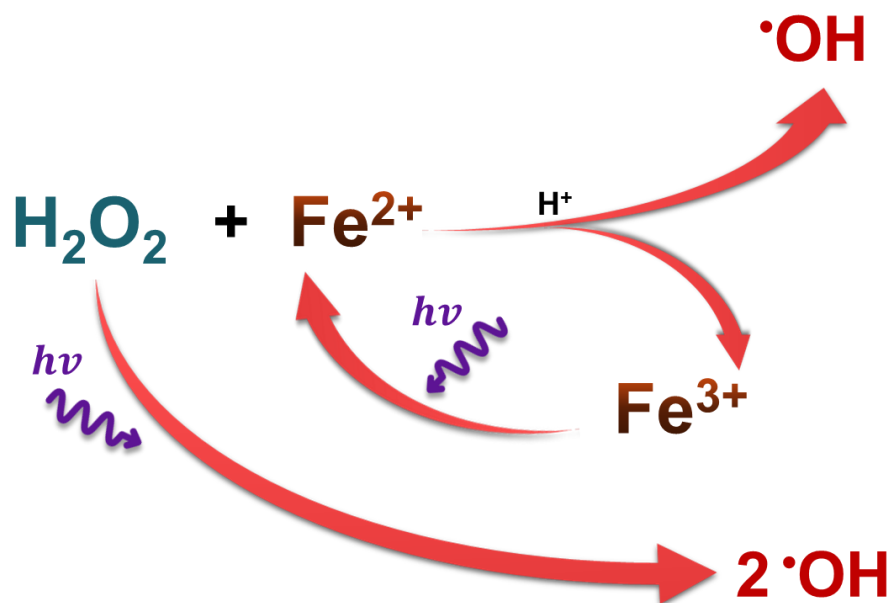


Figura 4. Representación esquemática del proceso foto-Fenton.

II. 11. Materiales a base de carbón y Fe empleados en el proceso Fenton

Los materiales carbonosos se utilizan ampliamente como cátodos en el proceso electro-Fenton debido a su bajo costo, amplia disponibilidad y estabilidad química en medios acuosos (Pan et al., 2020).

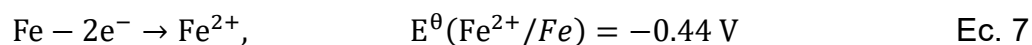
Por su parte, los compositos a base de hierro y carbón en celdas fotoelectroquímicas se han propuesto como opciones viables para el tratamiento de aguas residuales (Cai et al., 2018). Ayala-Ayala et al. (2024) reporta la fabricación de una celda electroquímica altamente eficiente utilizando fieltro de carbono y una placa de acero, que, al ser estimulada con radiación UV, promueve reacciones de Fenton fotoasistidas, logrando la degradación del SMX.

En este proyecto se plantea la utilización de los compósitos como microceldas, debido a que cuando las partículas de hierro y carbono entran en contacto con la

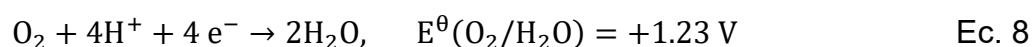
solución electrolítica, se forman numerosas células galvánicas microscópicas en las que el hierro funciona como ánodo, perdiendo dos electrones para formar un ion ferroso. El carbono funciona como cátodo, acelerando la reducción al aceptar electrones y transferirlos a los contaminantes o al oxígeno (Ghanbarlou et al., 2020).

En un estudio publicado por X. Li, Yang, et al. (2021) se empleó una matriz de celdas galvánicas de hierro-carbono microscópicas para la activación de peroximonosulfato. En el cual Fe^0 actúa como ánodo y el carbono cumple el papel de cátodo. Existe una diferencia de potencial de aproximadamente 1.2 V entre Fe^0 y el carbono. La diferencia de potencial creada en la celda intensifica la pérdida de electrones del Fe^0 , lo que provoca una generación acelerada de Fe^{2+} a través de la corrosión galvánica (X. Li, Yang, et al., 2021). Los electrones de las celdas galvánicas son suministrados por la corrosión de Fe^0 y las reacciones de semicelda se pueden representar como ecuaciones 7 y 8 (P. Fu et al., 2018).

Ánodo (oxidación):



Cátodo (reducción):



Estos resultados demuestran que maximizar el contacto entre Fe^0 y el carbono es determinante para intensificar la corrosión galvánica y, con ello, la disponibilidad de Fe^{2+} en solución (X. Li, Yang, et al., 2021). En este sentido, la integración física de ambos materiales mediante electrodeposición representa una evolución de este enfoque: al depositar Fe^0 directamente sobre las partículas de carbón activado (CA), se obtiene un compuesto CA/Fe en el que el contacto ánodo-cátodo es intrínseco a la estructura del material. Bajo estas condiciones, el Fe^{2+} generado *in situ* por corrosión galvánica puede reaccionar con el H_2O_2 producido por la reducción de O_2 sobre la superficie carbonosa, desencadenando la reacción de Fenton sin

necesidad de añadir oxidantes externos. Con base en este principio, el presente trabajo evaluó la síntesis de microceldas CA/Fe mediante electrodeposición y su aplicación en la remoción de SMX (Figura 5), un CPE. Asimismo, se estudió el efecto del tiempo de electrodeposición sobre el contenido de hierro incorporado al material y su influencia en el desempeño del sistema.

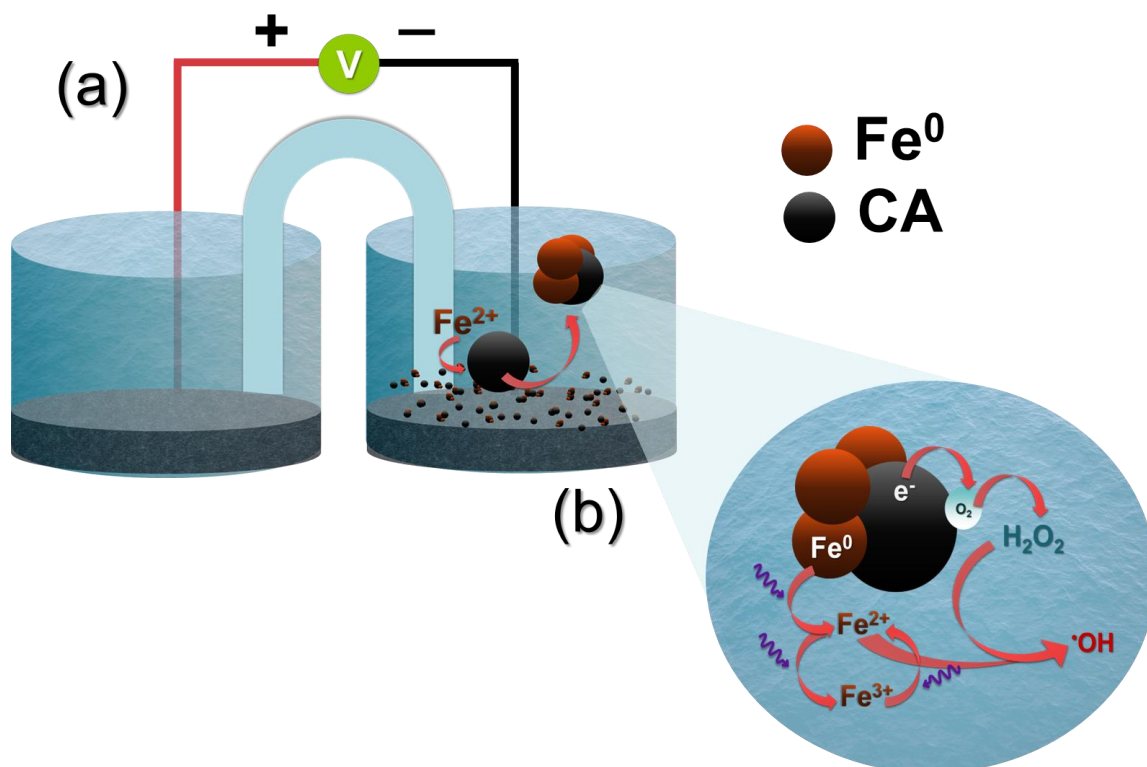


Figura 5. Representación gráfica (a) del proceso de síntesis de las microceldas CA/Fe y (b) el mecanismo de reacción propuesto.

III. HIPÓTESIS

La electrodeposición de Fe sobre carbón activado resultará en la formación de microceldas galvánicas en las que se llevarán a cabo reacciones tipo Fenton y se producirán especies reactivas capaces de degradar sulfametoxazol en medio acuoso.

IV. OBJETIVOS

IV. 1. Objetivo general

Desarrollar y evaluar un sistema basado en microceldas electroquímicas cortocircuitadas de hierro y carbón activado para la degradación de sulfametoxazol en medio acuoso.

IV. 2. Objetivos particulares

- Sintetizar y caracterizar microceldas CA/Fe en un arreglo ánodo-cátodo mediante la electrodeposición de Fe^0 sobre la superficie del carbón activado.
- Validar el desempeño del sistema mediante la degradación de azul de metileno, como contaminante modelo, en medio acuoso utilizando microceldas CA/Fe, asistiendo el proceso con radiación UV.
- Detectar, cuantificar y caracterizar la degradación de sulfametoxazol con estos sistemas mediante la metodología de superficie de respuesta y un diseño central compuesto, considerando como variables independientes el tiempo de electrodeposición y la concentración inicial del contaminante.

V. METODOLOGÍA

V. 1. Consideraciones éticas

El presente trabajo se llevó a cabo siguiendo la normatividad establecida por el Comité de Seguridad e Higiene y el reglamento interno de seguridad para los laboratorios (UAQ, 2019). La gestión de residuos durante el proceso experimental fue realizada de acuerdo con el protocolo establecido en el Centro de Investigación en Química para la Economía Circular (CIQEC). Cabe señalar que no se llevaron a cabo experimentos que involucraran a seres humanos o animales.

V. 2. Sitio donde se realizó el estudio

La experimentación del presente trabajo se realizó en las instalaciones del CIQEC en la Facultad de Química de la Universidad Autónoma de Querétaro.

V. 3. Síntesis de las microceldas CA/Fe

El potencial al que se lleva a cabo la electrodeposición del Fe^0 sobre el carbón se determinó mediante voltamperometría cíclica (VC), empleando un potenciostato BASi Epsilon, en una celda de tres electrodos. Como electrodo de trabajo se empleó un electrodo de carbono vitreo (GCE, por sus siglas en ingles) y fieltro de grafito (FG) (Grupo ROOE, S. A. de C. V.), cada uno en un respectivo experimento, un electrodo de referencia de $\text{Ag}|\text{AgCl}$ y un contraelectrodo de alambre de platino. Las mediciones de VC se realizaron en una ventana de potencial entre 0.1 V y -1.3 V vs $\text{Ag}|\text{AgCl}$, a una velocidad de barrido de 10 mV s^{-1} . Los electrodos se encontraban inmersos en una solución 5 mM de $\text{FeCl}_3/0.1 \text{ M K}_2\text{SO}_4$ a pH 3 y la solución fue burbujeada con nitrógeno durante 10 minutos para eliminar el oxígeno disuelto antes de la medición de VC (Peña-Duarte et al., 2021).

Las microceldas fueron sintetizadas mediante la electrodeposición de hierro sobre CA. Pviamente al proceso de electrodeposición, el CA fue sometido a un pretratamiento que consistió en un lavado con agua destilada para la eliminación de impurezas superficiales. Posteriormente, el material fue tratado químicamente mediante su inmersión en una solución de ácido nítrico (HNO_3) al 5 % (v/v) durante 24 h. Tras este tratamiento, el CA fue enjuagado con agua destilada para eliminar residuos de ácido y secado en un horno a 120 °C durante 24 h (Salazar-López et al., 2023).

La electrodeposición se realizó empleando como electrodo de trabajo el FG, con una geometría circular, un diámetro de 5 cm y un grosor de 1 cm. Se utilizaron 40 mL de una solución de 1.5 M FeCl_3 como precursor de hierro y 0.1 M K_2SO_4 como electrolito soporte. El contraelectrodo, en este caso el ánodo, consistió en el mismo material que el electrodo de trabajo y estuvo separado de la cámara catódica mediante un puente salino, como se muestra en la Figura 6.

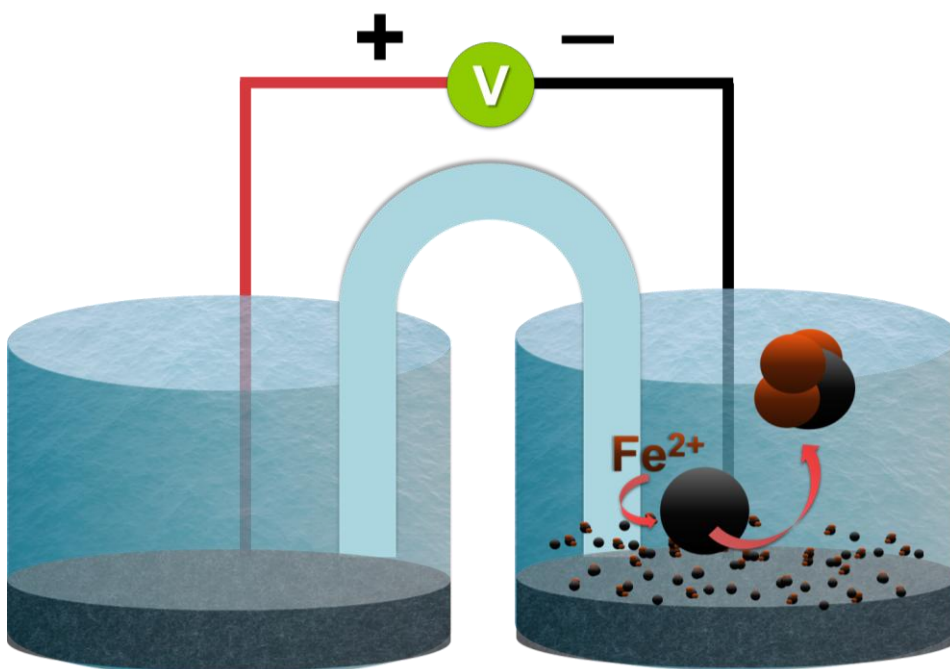


Figura 6. Representación gráfica de la celda electroquímica a utilizar.

El carbón activado (1 g) se colocó sobre el electrodo de trabajo de FG, el cual se polarizó a -1.2 V vs Ag|AgCl durante un periodo de 3 h, potencial determinado con base en las VC previamente descritas. La suspensión resultante se filtró a través de papel filtro con un tamaño de poro de 2.5 μm , y se lavó con 250 mL de agua desionizada y 20 mL de etanol. Finalmente, las microceldas fueron secadas en un desecador durante 24 h (Bañuelos et al., 2015; Peña-Duarte et al., 2021).

V. 4. Caracterización de las microceldas CA/Fe

La morfología de la superficie de las microceldas CA/Fe se analizó con un microscopio electrónico de barrido (SEM), modelo Jeol 7800F Prime, equipado con un detector de electrones retrodispersados (BSE) y un sistema acoplado de espectroscopia de rayos X de energía dispersiva (EDS) marca Bruker (Ayala-Ayala et al., 2024). El detector BSE se utilizó para obtener información cualitativa sobre contrastes composicionales, mientras que el análisis EDS se empleó para determinar la composición elemental de la microcelda (Čalkovský et al., 2023; Peña-Duarte et al., 2021).

Asimismo, se realizó un análisis de difracción de rayos X (XRD) del CA sin deposición de Fe y de la microcelda CA/Fe, usando un difractómetro marca Philips equipado con una fuente de radiación Cu K α ($\lambda = 1.54056 \text{ \AA}$), con el propósito de identificar las fases cristalinas asociadas al hierro presente en las muestras. Los patrones de difracción se obtuvieron en un intervalo de exploración de 10° a 90° , a una velocidad de barrido de $0.02^\circ/\text{s}$ con un tamaño de paso de 0.02° (2θ).

V. 5. Cuantificación del hierro en solución

El hierro se cuantificó mediante espectrofotometría con 1,10-fenantrolina, una técnica basada en la formación de un quelato entre el ion ferroso (Fe^{2+}) disuelto y la 1,10-fenantrolina, que da lugar al complejo hierro(II)-1,10-fenantrolina. Esta

especie presenta una coloración naranja rojiza en solución y cumple con la ley de Beer-Lambert; por lo tanto, la concentración del Fe^{2+} disuelto se determinó a partir mediante la medición de la absorbancia a 510 nm, empleando un espectrofotómetro UV-Vis modelo HACH DR6000. Se utilizó una curva de calibración con soluciones patrón de Fe de concentración conocida en función de la absorbancia. Posteriormente, el contenido total de Fe se determinó al reducir el ion férrico (Fe^{3+}) a Fe^{2+} con hidrocloreuro de hidroxilamina (Lin et al., 2025; Robles et al., 2020).

V. 6. Decoloración de azul de metileno

El azul de metileno (AM) fue seleccionado como contaminante modelo. Se trata de un colorante fenotiazínico catiónico de amplio uso industrial que, debido a su estabilidad química y resistencia a la biodegradación, ha sido clasificado como contaminante prioritario en ambientes acuáticos (González & Jaramillo-Fierro, 2025; I. Khan et al., 2022). En este contexto, ha sido ampliamente estudiado en procesos de remoción mediante sorción y oxidación avanzada (Bollinger et al., 2025). En años recientes, su uso se ha extendido como compuesto modelo de referencia en el desarrollo y evaluación de adsorbentes y fotocatalizadores avanzados, lo que evidencia un creciente interés en su degradación. Su empleo se justifica por su capacidad para proporcionar información relevante tanto sobre la eficiencia de degradación como sobre la cinética de las reacciones involucradas. De este modo, el AM se emplea como una herramienta para evaluar el desempeño y comportamiento de los materiales, facilitando el análisis mecanístico cuando se utiliza de manera complementaria con contaminantes más complejos y ambientalmente relevantes (Ahmadi et al., 2025).

Desde el punto de vista analítico, el AM presenta una elevada absorptividad molar ($4\text{-}9.5 \times 10^4 \text{ M}^{-1} \text{ cm}^{-1}$) a 664 nm, lo que permite determinar su concentración con alta precisión mediante espectrofotometría UV-Vis en su longitud de onda de máxima absorción. Además, su alta estabilidad en solución y adecuada solubilidad en agua

facilitan el monitoreo en tiempo real de su remoción o degradación, así como la obtención de datos cinéticos reproducibles (Bollinger et al., 2025; Mills, 2012).

El seguimiento de la decoloración del AM se realizó colocando 10 mg de las microceldas CA/Fe en una celda con 40 mL de solución de AM con una concentración de 20 mg L⁻¹ y 0.1 M K₂SO₄, el pH se ajustó a 3 mediante la adición de H₂SO₄. Bajo condiciones de saturación de oxígeno y agitación constante (250 rpm), se extrajo una muestra de 1 mL cada 5 min durante 30 min.

Se realizaron un total de 5 tratamientos, CA y CA/Fe, con y sin luz UV ($\lambda = 405$ nm, 48 W); y únicamente aplicando luz UV (Figura 7). La decoloración del AM se monitoreo midiendo la disminución de la absorbancia a 664 nm empleando un espectrofotómetro UV-Vis (HACH DR6000) (Soto et al., 2020).

Los datos experimentales, obtenidos de la decoloración de AM, fueron ajustados a un modelo cinético de pseudo primer orden no lineal descrito por la Ec. 9, con la finalidad de ver el efecto de los tratamientos en la constante de decoloración del AM.

$$C_t = C_0 e^{-kt} \quad \text{Ec. 9.}$$

Dónde: C_t es la concentración de AM al tiempo t , C_0 es la concentración inicial de AM, k es la constante de velocidad de decoloración de AM y t representa el tiempo de reacción.

Todos los experimentos se realizaron por triplicado. Para evaluar la existencia de diferencias significativas entre los tratamientos, se aplicó un análisis de varianza (ANOVA) y se complementó con la prueba de diferencia honestamente significativa (HSD, por sus siglas en inglés) de Tukey para identificar qué tratamientos difieren entre sí. Se consideró un nivel de significancia de $\alpha = 0.05$. El análisis estadístico se realizó utilizando Minitab Statistical Software.

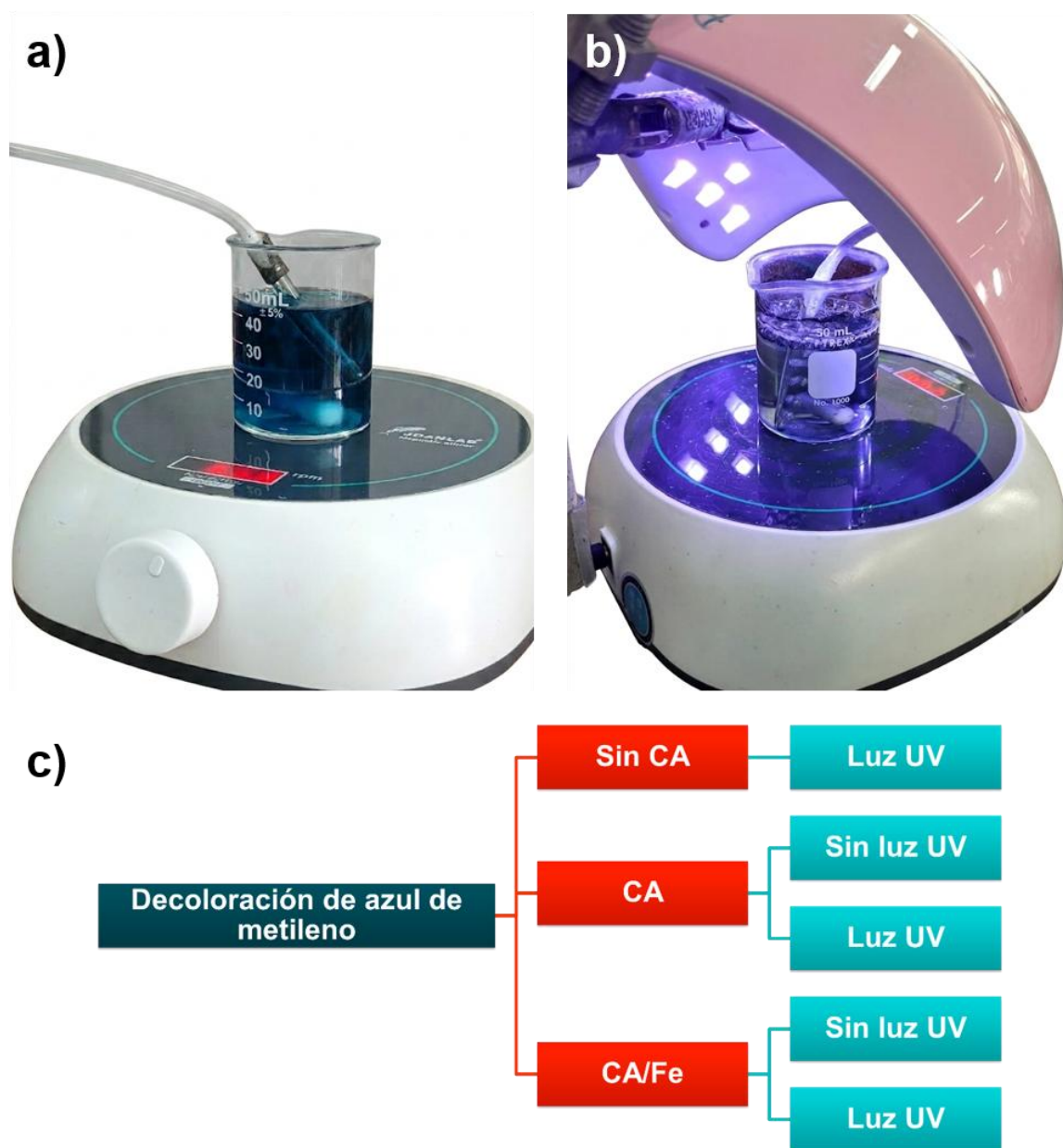


Figura 7. Sistema experimental sin la aplicación de luz UV (a) y aplicando luz UV (b). Tratamientos para la decoloración de azul de metileno (c).

V. 7. Degradación de SMX

Se empleó la metodología de superficie de respuesta (MSR), utilizando un diseño central compuesto (DCC), para evaluar los efectos de las condiciones experimentales: (i) tiempo de electrodeposición y (ii) concentración inicial de SMX, así como para determinar las condiciones óptimas de su remoción. A cada factor se le asignaron cinco niveles: el punto central (0), los puntos factoriales (-1 y +1) y los puntos axiales ($-\alpha$ y $+\alpha$), como se muestra en el Cuadro 4. Esto dio lugar a 13 experimentos, de los cuales cinco corresponden a puntos centrales, cuatro a puntos factoriales y cuatro a puntos axiales. Como variables de respuesta, se consideraron el porcentaje de degradación de SMX después de 30 min de tratamiento y la constante de degradación de SMX. El diseño experimental y el análisis estadístico del DCC se realizó empleando Design Expert 7.0.0.

Cuadro 4. Variables independientes y niveles del diseño central compuesto.

Variable	Unidades	$-\alpha$ (-1.41421)	-1	0	+1	$+\alpha$ (+1.41421)
[SMX] _{inicial}	mg L ⁻¹	39.64	50	75	100	110.35
Tiempo de electrodeposición	min	0	4.39	15	25.61	30

Para la optimización del proceso de degradación, la síntesis de las microceldas se llevó a cabo mediante una metodología distinta a la descrita en la Sección V.3. En este caso, se empleó un reactor de lecho fijo (Figura 8). El cátodo consistió en dos piezas de FG con 0.5 g de CA entre ellas, mientras que el ánodo una pieza de FG. El sistema se polarizó a -1.2 V vs Ag|AgCl y se hizo recircular 50 mL de una solución 1.5 M FeCl₃ / 0.1 M K₂SO₄ con un caudal de 80 mL min⁻¹, empleando una bomba

peristáltica (Kamoer KCP-D), durante el tiempo de electrodeposición establecido por el DCC.

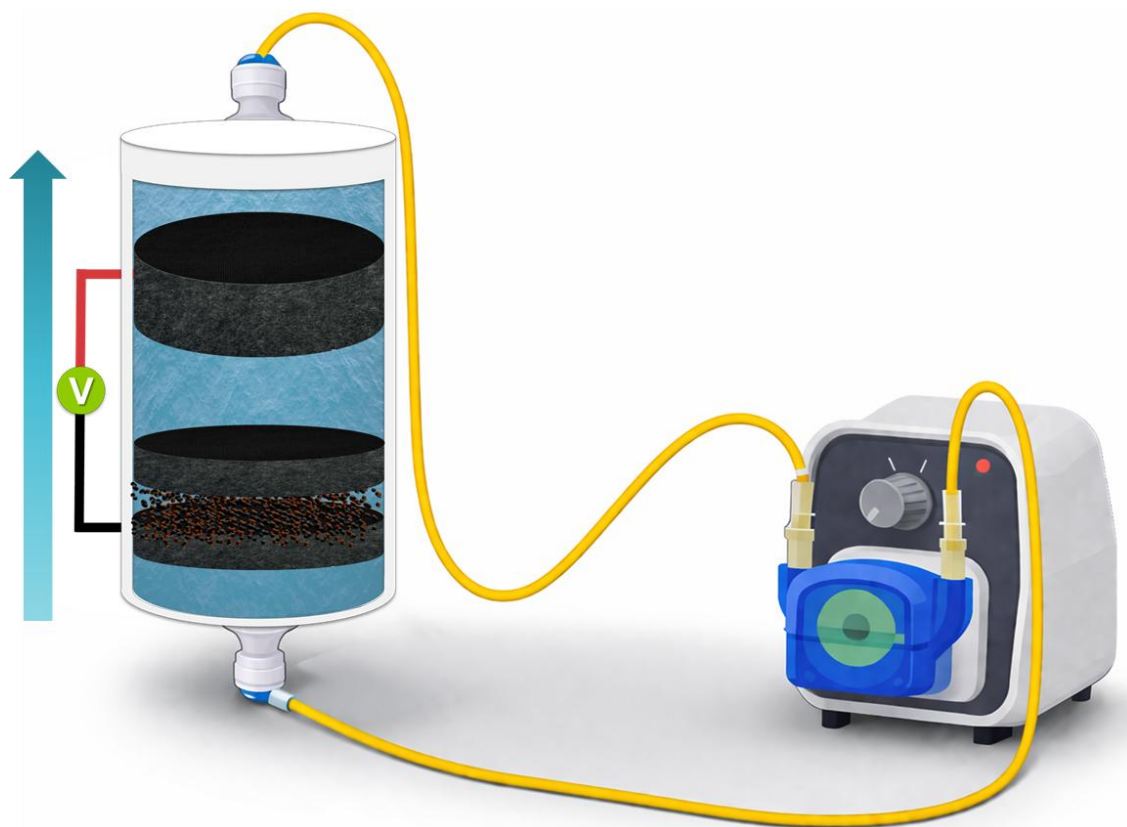


Figura 8. Reactor de lecho fijo para la síntesis de CA/Fe.

Posterior a la síntesis, se colocaron 10 mg de las microceldas CA/Fe en una celda con 40 mL de solución de K_2SO_4 0.1 M a pH 3, con la concentración inicial de SMX indicada por el DCC. Bajo condiciones de saturación de oxígeno y agitación constante (250 rpm), se extrajo una muestra cada 5 min durante 30 min. La remoción de SMX se monitoreó empleando un espectrofotómetro UV-Vis (HACH DR6000), registrando la absorbancia a una longitud de onda de 267 nm.

Adicionalmente, se realizó una curva de calibración de SMX en función de la absorbancia a 267 nm, la cual se empleó para determinar la concentración del compuesto y calcular su porcentaje de degradación.

VI. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

VI.1. Determinación del potencial de electrodeposición de Fe^0 sobre CA.

La determinación del potencial adecuado para la electrodeposición de hierro sobre materiales carbonosos se realizó mediante un estudio de VC, empleando inicialmente un GCE y posteriormente un electrodo de FG, de acuerdo con la metodología descrita en la Sección V.3. Este enfoque permitió establecer una base comparativa para identificar las condiciones adecuadas de electrodeposición.

El GCE, es un electrodo fabricado a partir de carbón vítreo, un material de carbono no grafitico que combina propiedades mecánicas y eléctricas sobresalientes, como una superficie estable, baja resistencia eléctrica, inercia química y una amplia ventana de potencial de trabajo. Debido a estas características, es uno de los electrodos de carbono más utilizados para evaluar el desempeño electroquímico de sistemas basados en carbono (Banda-Alemán et al., 2023; de Sá & Pereira, 2024; Meng et al., 2023). En este sentido, se realizó un experimento preliminar de VC utilizando el GCE como electrodo de trabajo, en una solución libre de oxígeno, a pH 3 y con iones Fe^{3+} , lo que permitió identificar los procesos de reducción de las especies de hierro y determinar con precisión el potencial correspondiente. El voltamperograma resultante se muestra en la Figura 9a.

Posteriormente, el estudio se extendió al FG, el cual presenta propiedades similares al GCE, como buena conductividad eléctrica e inercia química; sin embargo, posee una estructura tridimensional porosa, la cual proporciona una mayor área electroactiva y, por lo tanto, una mayor disponibilidad de sitios electroactivos, favoreciendo la transferencia de carga y mejorando el desempeño electroquímico del sistema (Castañeda et al., 2017; J. Li et al., 2019; Qi et al., 2021; Yaqub et al., 2024). Siguiendo la misma metodología, el experimento se repitió empleando FG como electrodo de trabajo (Figura 9b). Este análisis permitió evaluar el comportamiento del sistema en condiciones más representativas del proceso de síntesis, ya que este material se empleó como lecho conductor durante la electrodeposición de hierro sobre el carbón activado.

Los voltamperogramas de la Figura 9 muestran que el FG presenta una mayor corriente catódica en comparación con el GCE. Este comportamiento se atribuye a las diferencias estructurales entre ambos materiales, principalmente a su mayor área electroactiva (Castañeda et al., 2017). Los voltamperogramas obtenidos evidencian múltiples picos catódicos (I_c , II_c y III_c), asociados a las diferentes etapas de reducción de las especies de hierro presentes en solución. De acuerdo con lo reportado por Peña-Duarte et al. (2021), la región catódica puede involucrar varios mecanismos simultáneos (Figuras 9c y 9d), en los cuales los picos I_c y II_c se asocian con la reducción de Fe^{3+} y Fe^{2+} a Fe^0 , así como la reducción de especies hidroxiladas, como $Fe(OH)_x$ a Fe^0 . Por su parte el pico catódico III_c se atribuye a la reducción de Fe^{2+} a Fe^0 . Al invertir el barrido a -1300 mV, la corriente se vuelve anódica alrededor de -0.7 V vs Ag|AgCl, donde aparece un único pico anódico I_a correspondiente a la oxidación del hierro previamente depositado (Grujicic & Pesic, 2005).

En la Figura 9, alrededor de -1 V vs Ag|AgCl, se observa en ambos voltamperogramas un entrecruzamiento entre el barrido directo e inverso, fenómeno asociado a la nucleación y crecimiento de depósitos metálicos sobre el cátodo. Este fenómeno se atribuye a que la deposición del metal sobre un sustrato distinto requiere potenciales más negativos, debido al desajuste cristalográfico; mientras que, en el barrido anódico, la disolución del metal ocurre desde una superficie previamente recubierta, a potenciales cercanos al equilibrio del par M/M^{n+} . La diferencia entre los potenciales de deposición y disolución origina el cruce en el voltamperograma, por lo que su presencia indica la formación de núcleos metálicos en el electrodo (Han et al., 2020; Mallik & Ray, 2011). En la Figura 9b, correspondiente a FG, se observan dos puntos de entrecruzamiento, ubicados aproximadamente en -1.0 y -0.75 V vs Ag/AgCl; este comportamiento sugiere la presencia de mecanismos de nucleación más complejos, asociados a su estructura tridimensional (Mallik & Ray, 2011).

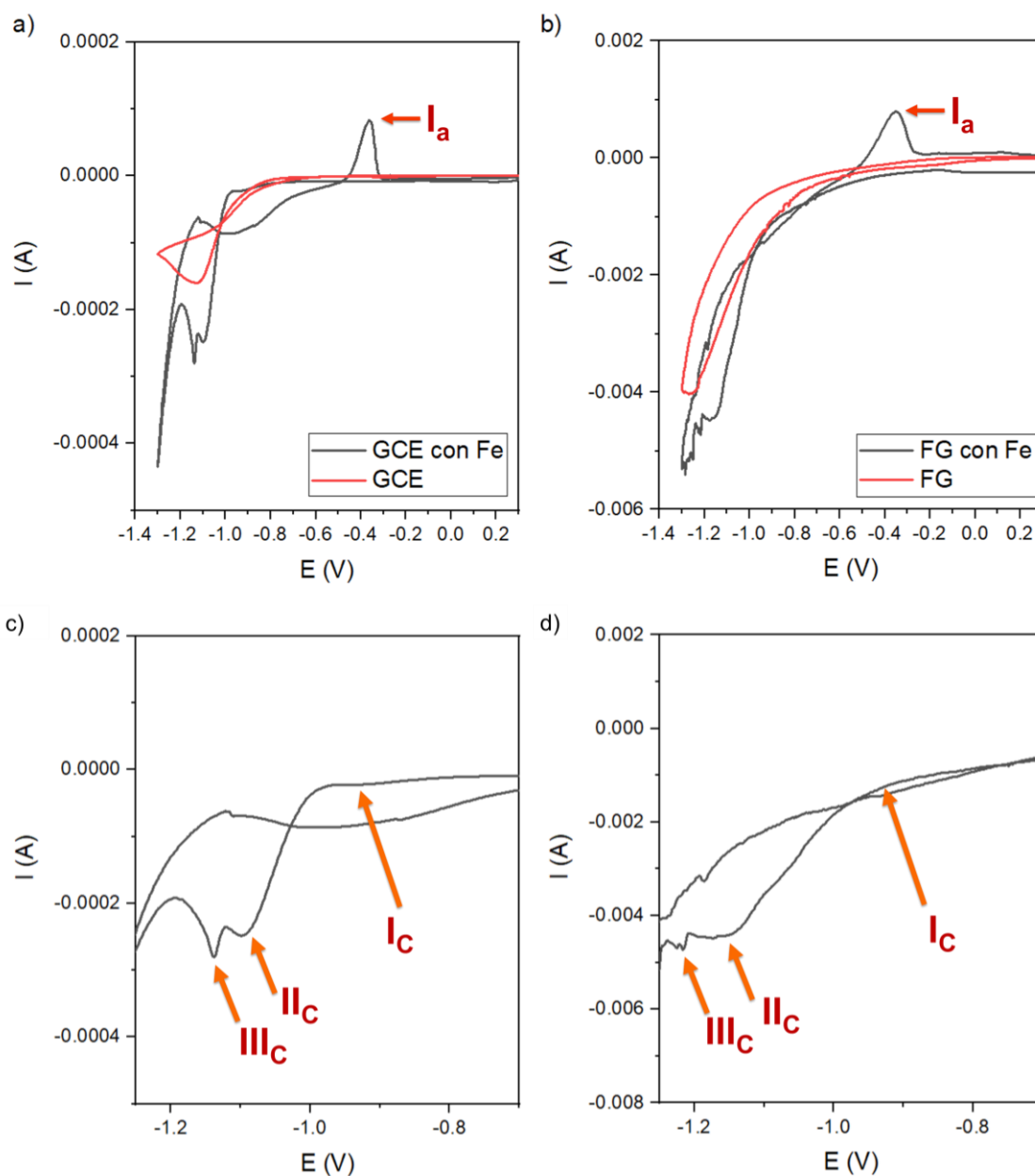


Figura 9. Voltamperometría cíclica empleada para determinar el potencial de electrodeposición del hierro sobre la superficie un GCE (a) y FG (b), ampliación de la región catódica (c) y (d) respectivamente.

Al comparar el voltamperograma del FG (Figura 9b), se identifica una tendencia general similar a la observada con el GCE (Figura 9a); sin embargo, los picos aparecen menos definidos. Esta diferencia puede explicarse por factores como la mayor área electroactiva y rugosidad superficial, así como la heterogeneidad

estructural del FG, lo que influye en su respuesta electroquímica (McArdle et al., 2021). Considerando estas características y con base en la posición del pico catódico III_c (Figuras 9c y 9d), se seleccionó el potencial correspondiente al máximo de corriente de reducción (−1.2 V vs Ag/AgCl) para llevar a cabo la electrodeposición de Fe⁰ sobre el CA empleando como lecho FG.

VI.2. Cuantificación de hierro en solución

En el sistema de microceldas CA/Fe desarrollado en este trabajo, el hierro depositado sobre el carbón activado actúa como fuente de hierro que, bajo condiciones ácidas, se oxida progresivamente de Fe⁰ a Fe²⁺ y Fe³⁺ en solución.

Dado que la concentración de hierro influye tanto en la eficiencia del sistema como en la posible aparición de efectos inhibitorios, su cuantificación resulta indispensable para caracterizar el comportamiento del compuesto CA/Fe bajo las condiciones operativas evaluadas. Para ello, se construyó una curva de calibración mediante el método espectrofotométrico de la 1,10-fenantrolina (Anexo 1), se prepararon soluciones estándar de Fe²⁺ en un rango de concentración de 0 a 10 mg L⁻¹. Este método se basa en la formación de un complejo naranja-rojizo estable entre el ion ferroso y la 1,10-fenantrolina, con una absorbancia máxima a 510 nm, cuya intensidad es proporcional a la concentración de Fe²⁺ presente en la muestra (Lin et al., 2025; Robles et al., 2020). La relación entre la absorbancia y la concentración de Fe²⁺ mostró un comportamiento lineal, ajustándose a la ecuación:

$$Abs_{510nm} = 0.099 [Fe] + 0.004 \quad \text{Ec. 10}$$

donde Abs_{510nm} es la absorbancia y [Fe] la concentración de hierro. El ajuste lineal presentó un coeficiente de determinación (R²) de 0.999, lo que indica una alta correlación entre las variables.

Utilizando la ecuación de la recta obtenida de la curva de calibración (Ec. 10) que refleja la ley de Lambert-Beer, se calcularon las concentraciones de hierro en

solución a partir de los valores de absorbancia medidos. Tras la reducción cuantitativa de las especies Fe^{3+} a Fe^{2+} mediante hidroccloruro de hidroxilamina, la concentración promedio de hierro total disuelto fue de $2.05 \pm 0.03 \text{ mg L}^{-1}$, evidenciando la liberación de hierro desde el compósito CA/Fe hacia la solución. El compósito se mantuvo durante 24 horas en una solución ácida, por lo que se asume la lixiviación del hierro presente en el material CA/Fe; en consecuencia, la concentración de hierro en solución se empleó para estimar el porcentaje de hierro en el compósito, obteniéndose un valor de $0.78 \pm 0.02 \%$. Sin embargo, dado que se desconocía el grado de homogeneidad y distribución del hierro en las partículas de carbono, se caracterizó el compósito mediante diferentes técnicas fisicoquímicas, con el fin de confirmar su deposición sobre el soporte de carbono y evaluar su distribución.

VI.3. Caracterización fisicoquímica

Se realizó microscopía electrónica de barrido empleando un detector de BSE, el cual proporciona contraste composicional en función del número atómico de los elementos presentes en la muestra. Este tipo de contraste permite identificar elementos en materiales con composiciones variadas. En estas imágenes, los elementos con mayor número atómico se ven más brillantes, mientras que los de menor número atómico aparecen más oscuros (Ali et al., 2023; W.-R. Lin et al., 2018).

Las micrografías obtenidas muestran que tanto el CA como el CA/Fe presentan partículas de tamaño micrométrico con morfología irregular tipo roca. También se evidencian diferencias claras entre el carbón activado y el compósito CA/Fe. En el CA (Figuras 10a y 10b), se observa una morfología irregular con textura porosa, mientras que el contraste homogéneo indica la predominancia de carbono, un elemento de bajo número atómico. En contraste, el compósito (Figuras 10c y 10d) presenta zonas más brillantes asociadas a la presencia de hierro electrodepositado, lo que confirma su incorporación sobre la superficie del material.

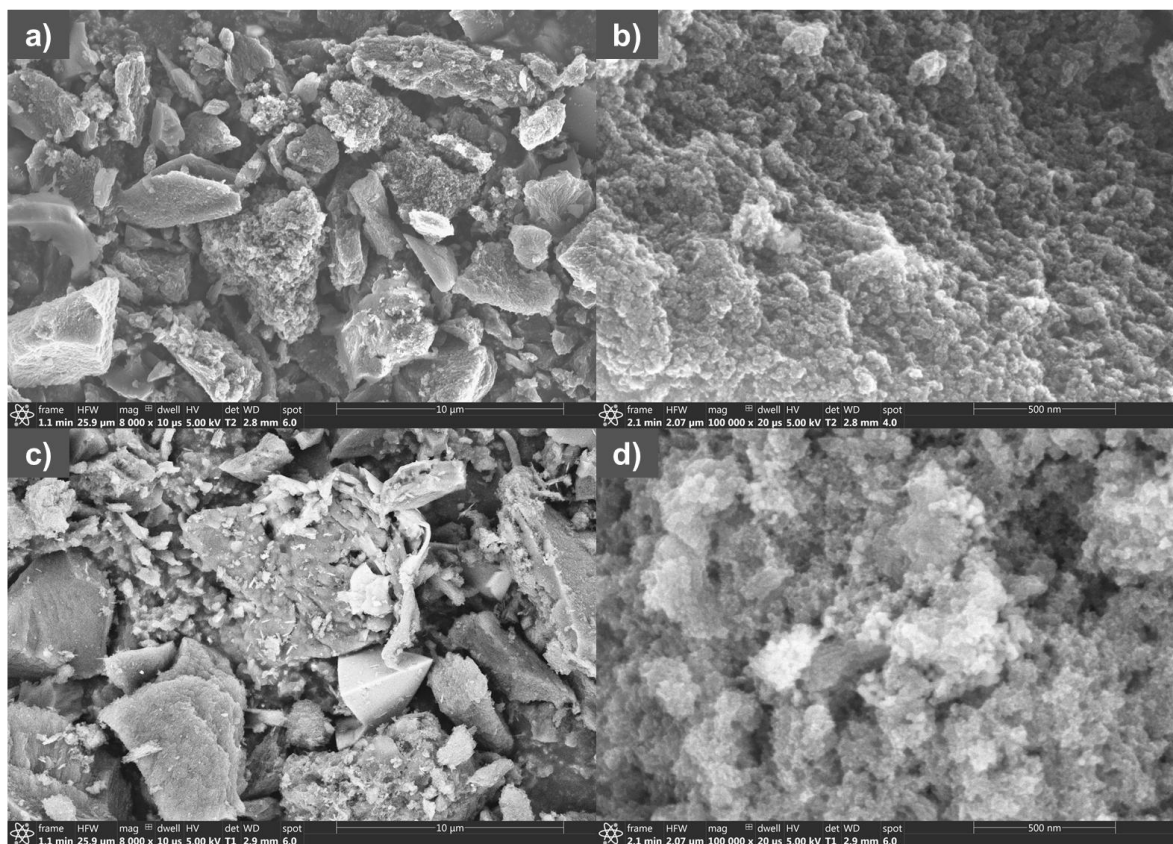


Figura 10. Imágenes SEM (con aumentos de 8000x y 100000X de izquierda a derecha) obtenidas para CA (a y b) y CA/Fe (c y d).

Para confirmar la formación del depósito de hierro se obtuvo el espectro de EDS y un mapeo del material CA/Fe, como se muestra en la Figura 11. En el Cuadro 5 se presentan los porcentajes en peso y atómico de los elementos presentes en la muestra, obtenidos a partir del análisis EDS. Los resultados indican que el material está compuesto principalmente por carbono (77.06 % en peso) y oxígeno (20.58 %), lo cual es característico del carbón activado sometido a un proceso de oxidación, como en este caso con HNO_3 (Salazar-López et al., 2023). La presencia de hierro se confirma mediante los picos en el espectro (Figura 11a), aunque su contenido es

bajo (0.81 % en peso), lo que indica que fue incorporado exitosamente y de manera homogénea mediante electrodeposición, pero en forma de fase minoritaria.

Cuadro 5. Porcentaje en peso y atómico de los elementos presentes en CA/Fe determinados por EDS.

Elemento	% en peso	% atómico
C	77.06	82.61
O	20.58	16.56
Si	0.53	0.24
P	0.57	0.24
Cl	0.46	0.17
Fe	0.81	0.19

Los mapas elementales evidencian que el carbono, el oxígeno y el hierro están distribuidos de manera homogénea (Figura 11b). La detección de Si y P en trazas se asocia a impurezas en el CA; por otro lado, la presencia de Cl se atribuye a residuos del precursor de hierro empleado en el proceso de síntesis (FeCl_3), sin afectar significativamente la composición global del material.

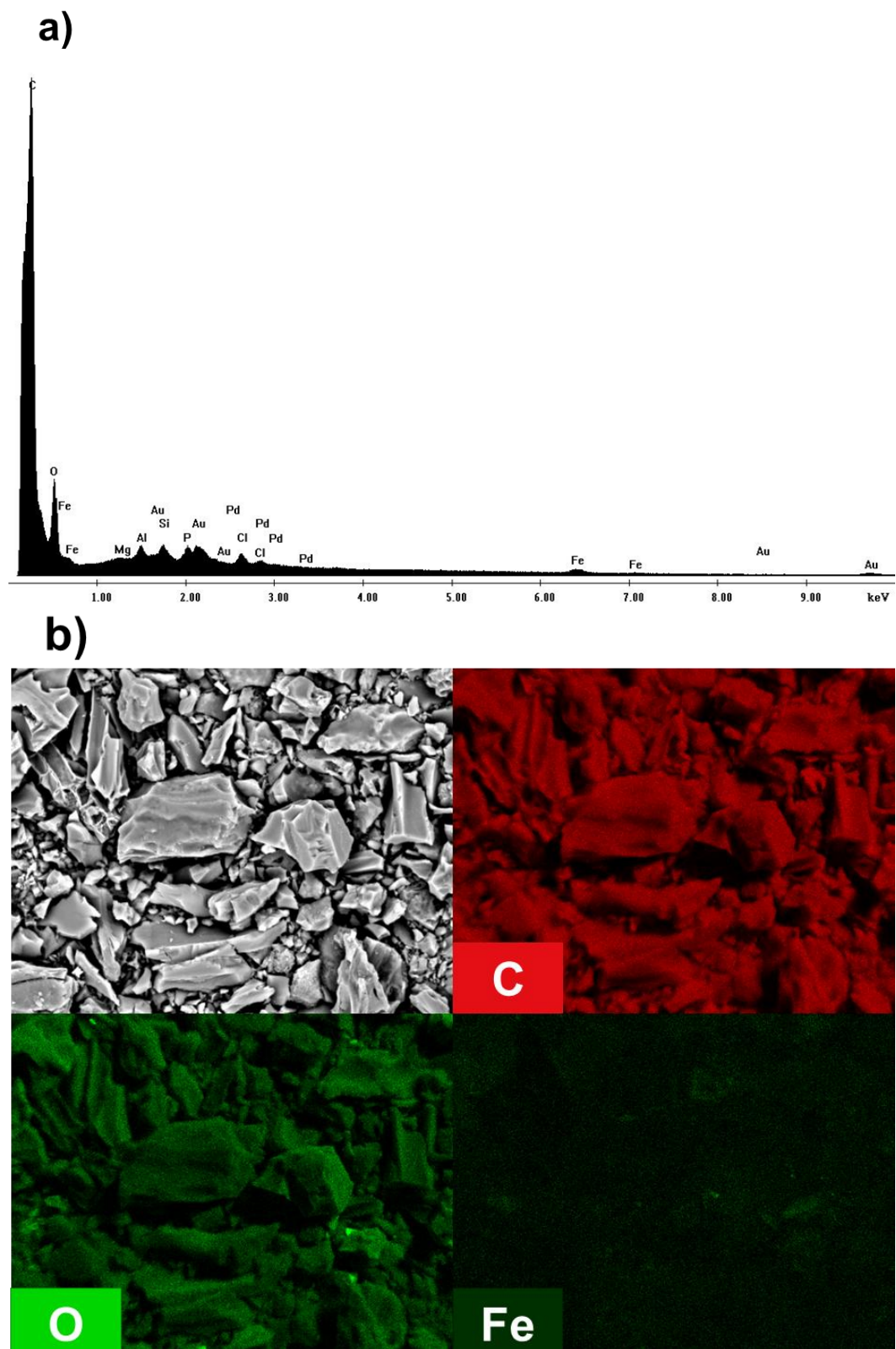


Figura 11. (a) Patrón EDS y (b) mapeo del material CA/Fe.

Se realizó un XRD para el material CA/Fe con el fin de verificar los patrones de difracción del hierro. Los patrones de XRD (Figura 12) revelaron dos picos de difracción, en valores de 2θ de 23.3° y 43° , correspondientes a los planos (002) y (011) del carbono grafitico (PDF n.º 01-089-7213) (Acebedo-Martínez et al., 2024; Pant & Kommalapati, 2026).

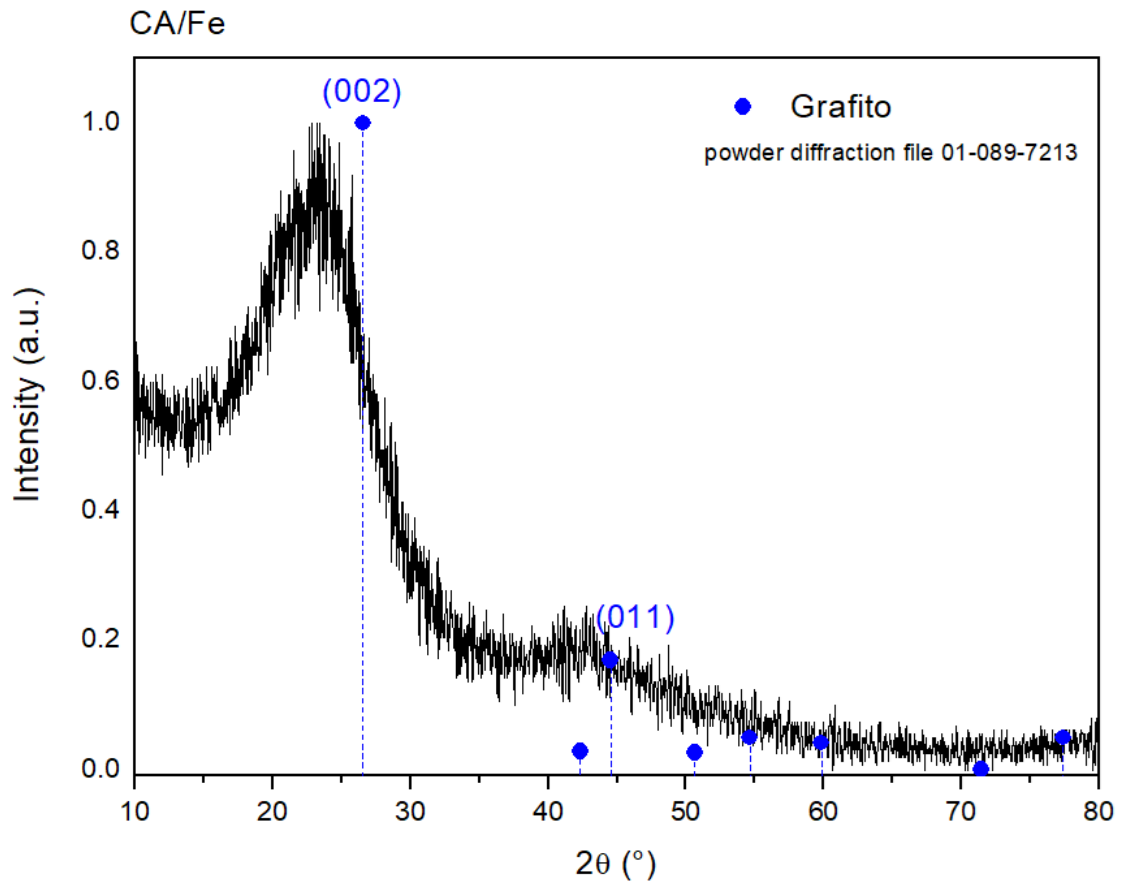


Figura 12. Difractograma de rayos X del compuesto CA/Fe.

Sin embargo, el ensanchamiento de estos picos sugiere un bajo grado de cristalinidad y una estructura mayormente amorfa (Idrissov et al., 2026; Pant & Kommalapati, 2026). No se observan picos definidos correspondientes a fases cristalinas de hierro (como Fe^0 , Fe_2O_3 o Fe_3O_4), lo que sugiere que el hierro se

encuentra en una concentración por debajo del límite de detección del XRD (Adamska et al., 2021; Ali et al., 2022). Esto es consistente con los resultados de SEM-EDS, donde el Fe aparece como una fase minoritaria. En conjunto, el difractograma indica que la estructura del material está dominada por el carbón activado, mientras que el hierro no forma fases cristalinas detectables.

VI.4. Degradación de azul de metileno como contaminante modelo

El AM fue seleccionado como contaminante modelo en una etapa inicial de evaluación del proceso fotoasistido utilizando el material sintetizado, previo al estudio con sulfametoxazol. En función de las ventajas fisicoquímicas y analíticas descritas, el AM fue empleado como compuesto modelo para evaluar el desempeño del compósito CA/Fe. Para ello, se diseñó un conjunto de cinco tratamientos experimentales que permitieron discriminar el efecto individual y combinado de los componentes del sistema:

- i. CA en ausencia de luz UV
- ii. CA bajo luz UV ($\lambda = 405 \text{ nm}$, 48 W)
- iii. CA/Fe en ausencia de luz UV
- iv. CA/Fe bajo luz UV ($\lambda = 405 \text{ nm}$, 48 W)
- v. Fotólisis (Luz UV; $\lambda = 405 \text{ nm}$, 48 W)

Este enfoque experimental permitió comparar la contribución de la adsorción y la fotodegradación, así como evaluar la eficiencia fotoasistida del material sintetizado bajo condiciones controladas. Previamente a los ensayos cinéticos, se elaboró una curva de calibración para el AM (Anexo 2), a partir de la cual se obtuvo la ecuación de la recta (Ec. 11), con un R^2 de 0.991. Esta relación se empleó para calcular las concentraciones del contaminante en función de la absorbancia medida durante los experimentos.

$$Abs_{664nm} = 0.0792 [AM] + 0.068 \quad \text{Ec. 11}$$

Las pruebas experimentales de decoloración de AM se realizaron por triplicado con el fin de garantizar la reproducibilidad de los resultados. Los datos obtenidos fueron procesados y graficados, y se presentan en la Figura 13.

La Figura 13 muestra que el compuesto CA/Fe presentó la mayor velocidad de decoloración de AM, particularmente durante los primeros minutos de reacción. Sin embargo, a partir de aproximadamente 20–25 min, todas las curvas convergen hacia valores de $[C]/[C]_0$ cercanos a cero, indicando que los tratamientos alcanzaron grados de decoloración comparables al final del experimento. Por lo tanto, la principal diferencia entre los sistemas evaluados radica en la velocidad con la que ocurre el proceso y no en la remoción final alcanzada.

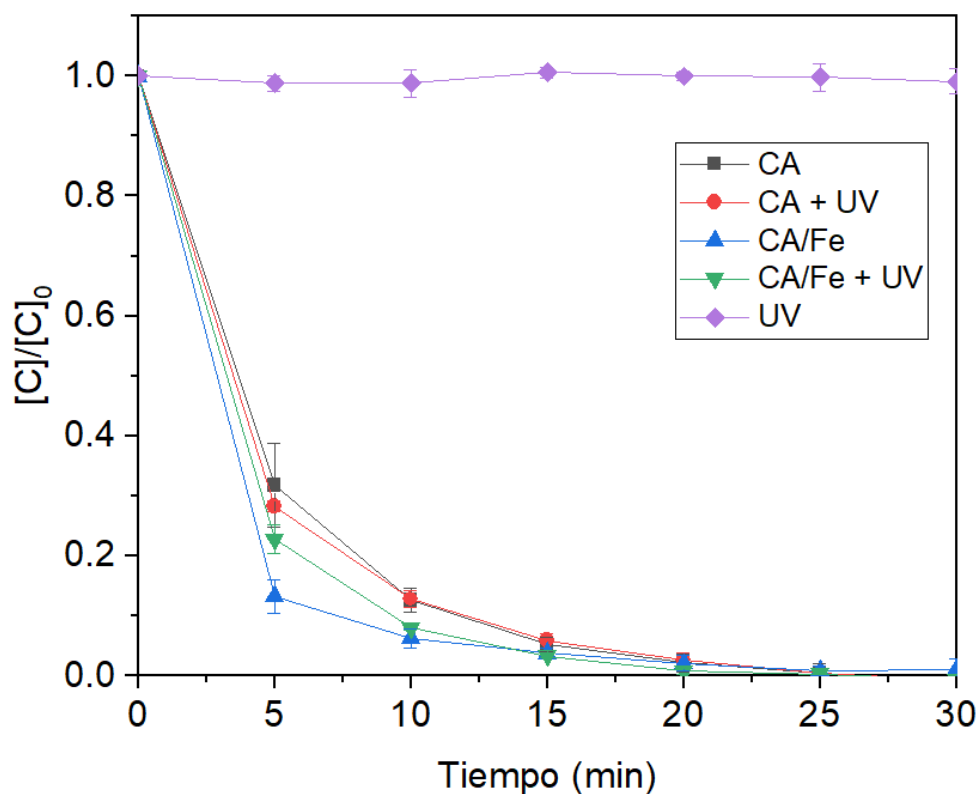


Figura 13. Curvas de decoloración del azul de metileno expresada como $[C]/[C]_0$ en función del tiempo para CA, CA/Fe, CA + UV, CA/Fe + UV y fotólisis (UV).

A partir de los datos obtenidos de la cinética de decoloración del AM, se realizó un ajuste cinético empleando un modelo de pseudo primer orden mediante regresión no lineal. Este modelo se basa en que la velocidad de reacción es proporcional a la concentración del contaminante, o bien a la diferencia respecto al equilibrio, lo que conduce a una expresión exponencial (Ec. 9, Sección V. 6), característica de sistemas de primer orden o pseudo primer orden cuando uno de los reactivos se encuentra en exceso (Perrin, 2017).

El uso de un ajuste no lineal se justifica debido a las limitaciones del tratamiento lineal tradicional, el cual implica transformaciones logarítmicas que generan distribuciones de error no constantes, afectando la precisión de los parámetros cinéticos. En contraste, la regresión no lineal permite ajustar directamente los datos experimentales minimizando la suma de los errores sin distorsionar su distribución, lo que proporciona estimaciones más confiables de la constante de velocidad y una mejor representación del comportamiento cinético del sistema (Perrin, 2017; Tsaviv et al., 2024).

El ajuste cinético de pseudo primer orden fue aplicado a los datos experimentales obtenidos, y un ejemplo representativo de dicho ajuste se muestra en la Figura 14, mientras que el conjunto completo de las gráficas correspondientes se presenta en el Anexo 3. En todos los casos, los modelos mostraron un ajuste con coeficientes de determinación $R^2 > 0.995$, lo que confirma la adecuada descripción del proceso mediante este modelo cinético. La validez del monitoreo espectrofotométrico a 664 nm se sustenta en que, cuando la posición del pico de absorción característico del AM permanece invariable durante el experimento y únicamente disminuye su intensidad, esto indica la ausencia de subproductos cromóforos que absorban en dicha longitud de onda y que podrían interferir con la medición de la concentración (I. Khan et al., 2022). Este comportamiento fue consistente con lo observado experimentalmente en todos los tratamientos evaluados.

A partir de estos ajustes, se obtuvieron los valores las constantes de velocidad de decoloración (k), junto con sus desviaciones estándar (DE) e intervalos de confianza

(IC) al 95 %, los cuales se resumen en el Cuadro 6. De manera complementaria, en la Figura 15 se muestra la representación gráfica de los valores de k para los distintos tratamientos.

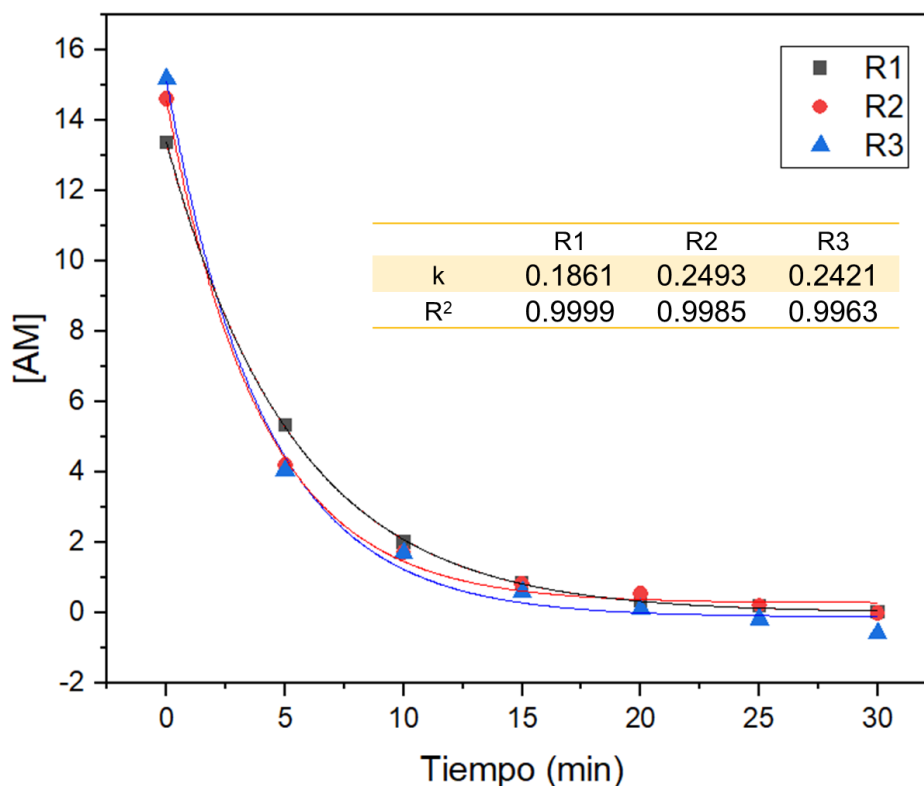


Figura 14. Ajuste cinético de pseudo primer orden no lineal para la decoloración de azul de metileno utilizando CA, correspondiente a tres repeticiones experimentales (R1, R2 y R3).

Cuadro 6. Valores de la constante de velocidad de decoloración de azul de metileno

	k (min^{-1})	DE	IC de 95 %
CA/Fe	0.4299	0.0404	(0.3914, 0.4685)
CA	0.2258	0.0346	(0.1873, 0.2644)
CA/Fe+UV	0.2970	0.0225	(0.2584, 0.3355)
CA+UV	0.24413	0.00381	(0.20559, 0.28267)

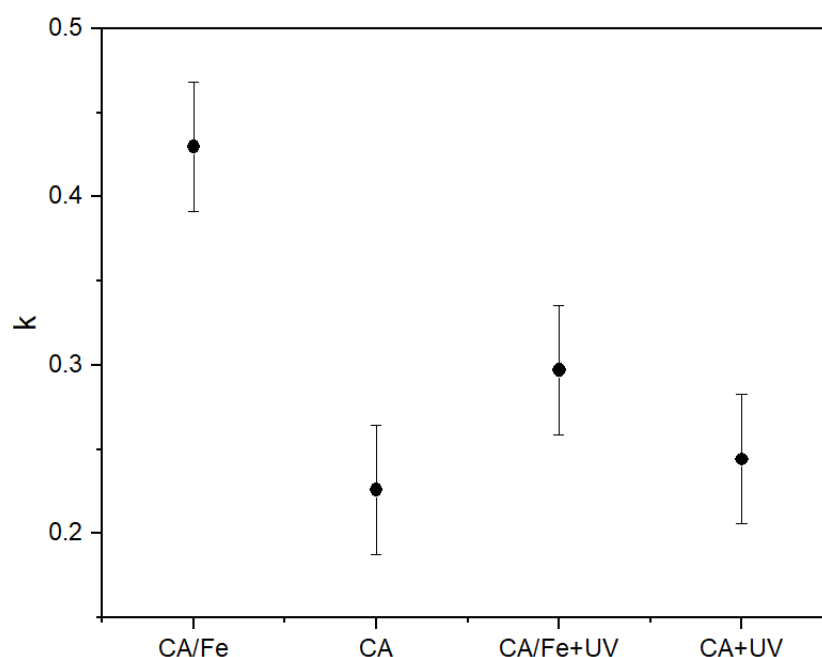


Figura 15. Constantes de velocidad de decoloración, k (min^{-1}), del azul de metileno para los diferentes tratamientos evaluados (CA/Fe, CA, CA/Fe+UV y CA+UV).

Por su parte, el Cuadro 7 resume los resultados del ANOVA de una vía, aplicado para determinar la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre las medias de los tratamientos, seguido de una prueba post hoc de Tukey (HSD) con un nivel de confianza del 95 %. Las medias presentadas se calcularon a partir de tres repeticiones experimentales por tratamiento ($n = 3$). La asignación de letras evidencia que el tratamiento CA/Fe se ubica en el grupo A, mientras que los tratamientos CA, CA/Fe+UV y CA+UV se agrupan en el grupo B, lo que implica que no existen diferencias estadísticamente significativas entre estos últimos ($p > 0.05$), pero sí respecto al tratamiento CA/Fe ($p < 0.05$). Este comportamiento sugiere que la incorporación de hierro en el material tiene un efecto estadísticamente significativo en el incremento de la constante cinética, superando tanto las condiciones sin modificación como aquellas asistidas por irradiación UV.

Cuadro 7. Agrupación de medias de la constante de velocidad de decoloración del azul de metileno para los diferentes tratamientos, obtenida mediante la prueba post hoc de Tukey (95 % de confianza).

Factor	Media	Agrupación
CA/Fe	0.4299	A
CA/Fe+UV	0.2970	B
CA+UV	0.24413	B
CA	0.2258	B

La Figura 13 y los valores obtenidos para k permiten analizar comparativamente los mecanismos de decoloración involucrados y la eficiencia del material sintetizado. En primer lugar, el tratamiento correspondiente a la irradiación UV en ausencia de material no muestra una disminución significativa en la concentración del AM, manteniéndose valores cercanos a la unidad durante todo el experimento. Este comportamiento indica que la fotólisis directa del colorante es despreciable bajo las condiciones experimentales empleadas, resultado consistente con datos reportados previamente en la literatura (Kganyakgo et al., 2026; Vasiljevic et al., 2020).

Por otra parte, los sistemas en ausencia de irradiación (CA y CA/Fe) evidencian una disminución progresiva de $[C]/[C]_0$. En el caso del CA se atribuye a procesos de adsorción. En contraste, el compuesto CA/Fe muestra una mayor eficiencia de decoloración y una k superior en comparación con el CA sin modificar, lo cual puede atribuirse a la formación de un par galvánico o microcelda electroquímica entre el hierro y el carbono (X. Li, Jia, et al., 2021; H. Liu et al., 2023).

Este mecanismo, conocido en la literatura como microelectrólisis hierro-carbón, se basa en el principio de corrosión metálica. De acuerdo con lo reportado para sistemas Fe/C, las especies de hierro presentes en el compuesto pueden comportarse como sitios anódicos, mientras que el carbono actúa como cátodo, permitiendo la formación espontánea de numerosas microceldas galvánicas (X. Li,

Jia, et al., 2021; Zeng et al., 2022). Las reacciones asociadas a este proceso se describen en las ecuaciones 6 y 7 (Sección II. 11). La diferencia de potencial autogenerada (~1.2 V) entre ambos materiales impulsa una serie de reacciones redox que producen especies reactivas como Fe^{2+} y H_2O_2 , que son propensas a reaccionar con los contaminantes orgánicos presentes en el sistema (Wang et al., 2025).

Aunque la literatura no describe de manera detallada el mecanismo de formación de H_2O_2 en sistemas basados en el par hierro-carbón, existen estudios relacionados con catalizadores y electrodos de carbón para la electrosíntesis de H_2O_2 , en los cuales este se produce mediante la reacción de reducción de oxígeno vía dos electrones, como se muestra en la Ec. 13 (An et al., 2022). Asimismo X. Li, Yang, et al. (2021) reportaron que el Fe^0 , en presencia de oxígeno y protones, puede generar especies asociadas al reactivo de Fenton (Ec. 14), aunque en el contexto de un proceso distinto. Si se lleva a cabo la reacción de Fenton (Ec. 1) se producen $\cdot OH$, que atacan a la molécula de AM, por lo que además del proceso de adsorción se está llevando a cabo su degradación.



Además, en la literatura hay dos fenómenos reportados para este tipo de compuestos que afectan de forma favorable la cinética de decoloración de AM:

- i. La disminución de la energía de activación. La impregnación de hierro sobre la superficie del carbón activado reduce cuantitativamente la barrera energética para las reacciones estudiadas, así como al proceso de fisisorción. Shah et al. (2015) determinaron que la energía de activación para la captación de AM disminuye de 21.79 kJ/mol para el CA sin modificar a 14.82 kJ/mol para un compuesto a base de Fe y CA, lo que es consistente con una mayor velocidad de remoción del contaminante al facilitar la

ocurrencia de las interacciones adsorbente-adsorbato y las reacciones redox superficiales.

- ii. El microcampo eléctrico de ~ 1.2 V generado por el par galvánico CA/Fe reduce el sobrepotencial requerido para llevar a cabo la reacción de reducción de oxígeno vía dos electrones, lo que facilita la formación selectiva de H_2O_2 y por lo tanto la degradación del AM a través de la reacción Fenton (S. Zhang et al., 2026).

En conjunto, los resultados indican que, aun en ausencia de irradiación, el compuesto CA/Fe no solo favorece la adsorción del azul de metileno, sino que también promueve su degradación mediante mecanismos redox asociados a microceldas galvánicas. La generación de especies reactivas, junto con la disminución de la energía de activación y el efecto del microcampo eléctrico, contribuyen a incrementar la constante cinética del proceso. Esto evidencia que la incorporación de hierro transforma el mecanismo de remoción hacia un proceso combinado de adsorción y degradación, explicando su mayor eficiencia frente al CA sin modificar.

Bajo condiciones de irradiación UV, el sistema CA+UV mostró únicamente una ligera mejora en la decoloración de AM respecto a su contraparte en oscuridad; sin embargo, esta diferencia no fue estadísticamente significativa, lo que indica que la contribución de los procesos fotoasistidos, como la fotólisis del AM sobre la superficie del carbón activado, es limitada bajo las condiciones experimentales evaluadas. En contraste, el compuesto CA/Fe+UV presentó una constante cinética de decoloración menor en comparación con el sistema sin irradiación.

Para interpretar este comportamiento, es necesario considerar el papel de la radiación UV en el proceso foto-Fenton. Este proceso emplea luz UV para favorecer la generación de $\cdot\text{OH}$ y promover la regeneración de Fe^{2+} a partir de Fe^{3+} , lo cual incrementa la eficiencia global del sistema (Clemente et al., 2024). En particular, la radiación UV acelera el ciclo redox $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$, considerado la etapa limitante del proceso Fenton convencional, mediante la fotorreducción de Fe^{3+} (Ec. 16), además

de inducir la fotólisis directa del H_2O_2 (Ec. 17) (Permana et al., 2024). Las principales reacciones involucradas en este proceso, además de la Ec. 1, son las siguientes (Cheng et al., 2015; M. Li et al., 2017):



En el compósito CA/Fe, la fotorreducción de Fe^{3+} no solo incrementa el ciclo redox, sino que la estructura altamente porosa del CA proporciona nano y microespacios que favorecen la acumulación local de O_2 y especies de hierro; es decir el Fe^{2+} generado fotoquímicamente no se distribuye homogéneamente en la solución, sino que se concentra preferentemente en la interfaz sólido-líquido del material (K. Y. Chen et al., 2024). La naturaleza heterogénea del proceso implica que las reacciones son principalmente de carácter interfacial (Cao et al., 2024). Asimismo, considerando la distribución de las especies de hierro en el compósito, la concentración de Fe^{2+} en dicha interfaz puede ser elevada, por lo que este ion puede actuar como agente captador de $\cdot OH$ (Ec. 3, Sección II. 9) (A. Das & Adak, 2022).

Este comportamiento contrasta con la concentración de Fe^{2+} en el seno de la solución (2.05 mg L^{-1} , equivalente a 0.036 mM), la cual es relativamente baja en comparación con los valores óptimos reportados en la literatura ($0.05\text{--}4 \text{ mM}$) (Aboudalle et al., 2018; Giwa et al., 2020; Hakami et al., 2024; Rafaqat et al., 2022).

Con base en lo anterior, el menor desempeño del sistema CA/Fe+UV respecto al sistema sin irradiación puede atribuirse a que el incremento en la velocidad del ciclo redox del hierro eleva la concentración interfacial de Fe^{2+} , favoreciendo su papel como captador de radicales $\cdot OH$. Como consecuencia, el Fe^{2+} compite con el AM por estas especies reactivas, disminuyendo su degradación. Por esta razón, la irradiación UV no se empleó en los experimentos posteriores.

VI.5. Degradación de sulfametoxazol

Los resultados obtenidos con azul de metileno mostraron que el compósito CA/Fe sintetizado con un contenido de hierro de apenas 0.81 % en peso exhibió el mejor desempeño cinético. Este comportamiento sugiere que la cantidad de hierro depositado es un factor crítico: una carga metálica excesiva podría generar una sobreproducción de Fe^{2+} que, lejos de favorecer la reacción de Fenton, compita con el contaminante por los radicales $\cdot\text{OH}$ y disminuya la eficiencia del proceso. Con el propósito de evaluar experimentalmente esta hipótesis, en esta etapa se diseñó un sistema de síntesis orientado a incrementar la cantidad de hierro depositado sobre el CA y con ello probar que el sistema se auto-inhibe.

Por otro lado, y de manera complementaria, se implementaron modificaciones dirigidas a mejorar el contacto eléctrico entre las partículas de CA. De esta manera, el grado de contacto eléctrico entre las partículas de carbón activado resulta ser un factor determinante para la eficiencia del proceso de electrodeposición y la cantidad de hierro disponible, ya que favorece la formación de una red conductora continua y reduce la resistencia eléctrica del sistema. La conductividad eléctrica del carbón activado resulta de una combinación de factores, entre los cuales destacan la conductividad intrínseca de las partículas, el grado de contacto entre ellas y su nivel de empaquetamiento (Barroso Bogeat, 2021; Caizán-Juanarena et al., 2020).

En materiales granulares de carbono, el mecanismo predominante de transporte eléctrico es el efecto túnel electrónico, mediante el cual los electrones se transfieren a través de los espacios intergranulares; en consecuencia, la reducción de estos espacios y el aumento del contacto entre granos incrementan significativamente la conductividad global del sistema (Barroso-Bogeat et al., 2015). Se ha reportado que, en CA tratado con HNO_3 , como el empleado en este trabajo, la conductividad eléctrica aumenta de $0.008 \Omega^{-1} \text{cm}^{-1}$ en estado no compactado (densidad de 0.39g cm^{-3}) hasta un valor máximo de $0.22 \Omega^{-1} \text{cm}^{-1}$ al alcanzar una densidad de compactación de 0.52g cm^{-3} , lo que representa un incremento aproximado de 28 veces (Zárate-Guzmán et al., 2018).

Esta densificación también disminuye la resistividad global del material y la caída óhmica interna, lo que permite que una mayor fracción del potencial aplicado se traduzca en corriente efectiva dentro del electrodo (Anantharaj & Noda, 2022; Zárate-Guzmán et al., 2018). Como resultado, de acuerdo con la Ley de Faraday, el aumento de la corriente incrementa la tasa de reducción de especies metálicas y disminuye el tiempo de electrodeposición (Inzelt, 2010).

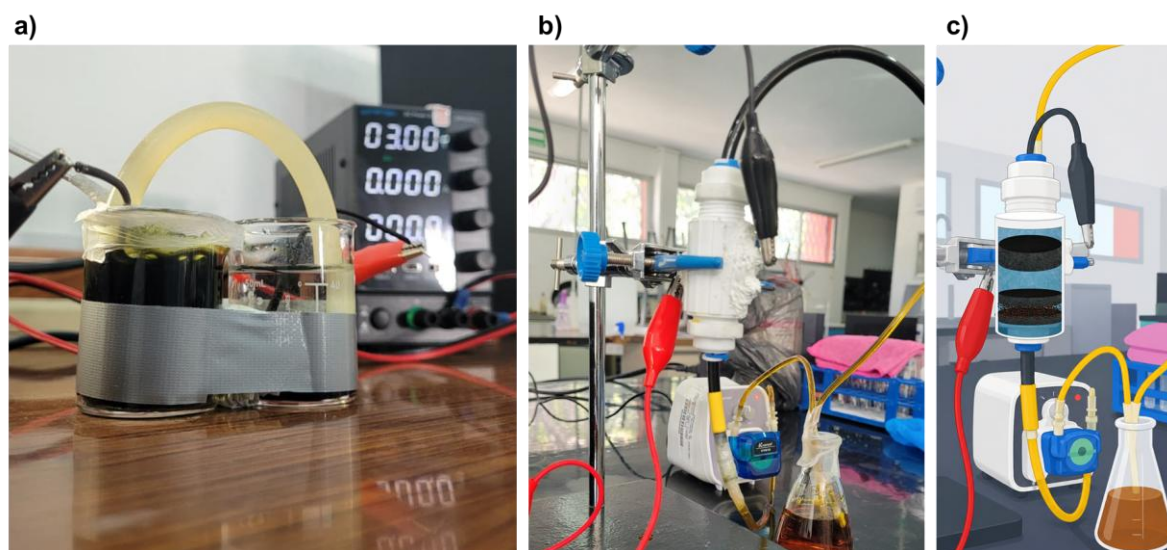


Figura 16. (a) Celda electroquímica con puente salino empleada para la electrodeposición de hierro. (b) Reactor de lecho empacado utilizado para el mismo proceso. (c) Representación esquemática del interior del reactor de lecho empacado

Con base en lo anterior, se optó por emplear un reactor de lecho empacado (Figura 16b), el cual consiste en el flujo de uno o más fluidos a través de un lecho fijo de partículas sólidas contenido en un tubo o canal, donde estos interactúan con el material de relleno a lo largo del reactor (Taghavi et al., 2023). Esta configuración permitió un mayor control de la densidad de compactación del CA ($\geq 0.52 \text{ g cm}^{-3}$), al mantenerlo confinado entre dos piezas de FG en el compartimiento catódico

(Figura 16c), en comparación con el método de síntesis inicial, en el que las partículas se encontraban suspendidas en la solución (Figura 16a).

La degradación de SMX se llevó a cabo mediante la MSR, empleando un DCC para analizar los efectos de las variables experimentales: (i) tiempo de electrodeposición y (ii) concentración inicial de SMX. Con este compuesto, se construyó una curva de calibración obtenida mediante espectrofotometría UV-Vis (Anexo 4), a partir de la cual se obtuvo la ecuación de la recta (Ec. 18), con un R^2 de 0.9989. Con base en esta relación, se calcularon las concentraciones de SMX y se determinó el porcentaje de degradación, cuyos resultados se presentan en el Cuadro 8.

$$Abs_{267\text{ nm}} = 0.0062 [SMX] + 0.0063 \quad \text{Ec. 18}$$

Cuadro 8. Matriz del diseño central compuesto con el porcentaje de degradación de SMX observado

Experimento	[SMX] (mg L ⁻¹)	Tiempo de electrodeposición (min)	Degradación de SMX (%)
1	50.00	4.39	17.24
2	100.00	4.39	13.04
3	50.00	25.61	21.20
4	100.00	25.61	18.65
5	39.64	15.00	11.39
6	110.36	15.00	15.21
7	75.00	0.00	50.79
8	75.00	30.00	24.13
9	75.00	15.00	14.72
10	75.00	15.00	15.55
11	75.00	15.00	15.88
12	75.00	15.00	10.44
13	75.00	15.00	18.71

El análisis ANOVA del modelo cuadrático, mostrado en el Cuadro 9, indicó que el modelo global no fue significativo ($p = 0.1339$), lo que sugiere que no existe evidencia estadística suficiente para afirmar que los factores evaluados explican la variabilidad de la respuesta. Asimismo, la falta de ajuste fue significativa ($p = 0.0112$), lo cual indica que el modelo no describe adecuadamente los datos experimentales dentro del rango estudiado. De manera consistente, el coeficiente de determinación mostró un ajuste limitado ($R^2 = 0.6393$), lo que refleja una baja capacidad predictiva del modelo.

Cuadro 9. ANOVA para el modelo cuadrático de superficie de respuesta

Fuente	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	Estadístico F	Valor p
Modelo	809.43	5	161.89	2.48	0.1339
A – [SMX]	0.23	1	0.23	3.480E-003	0.9546
B – tiempo de electrodeposición	98.93	1	98.93	1.52	0.2579
AB	0.68	1	0.68	0.010	0.9215
A ²	56.18	1	56.18	0.86	0.3843
B ²	593.69	1	593.69	9.10	0.0195
Residual	456.66	7	65.24	—	—
Falta de ajuste	420.97	3	140.32	15.72	0.0112
Error puro	35.70	4	8.92	—	—
Total corregido	1266.09	12	—	—	—

Los resultados obtenidos de porcentaje de remoción o degradación de SMX (Cuadro 8) muestran que el CA sin modificar (tiempo de electrodeposición = 0) presentó el mayor porcentaje de remoción de SMX. Este comportamiento puede explicarse

debido a que, al incrementarse la eficiencia de electrodeposición, aumenta la cantidad de hierro depositado, y los depósitos metálicos formados sobre las partículas de carbón activado ocupan parcialmente los microporos y sitios superficiales disponibles para la adsorción, reduciendo el área superficial específica y el volumen de microporos accesibles al SMX (P. Chen et al., 2022; Pet et al., 2024).

Con el fin de corroborar la presencia de hierro sobre los materiales sintetizados a diferentes tiempos de electrodeposición, se realizó un análisis SEM-EDS. Los resultados del análisis elemental (Cuadro 10) mostraron la presencia de hierro en todos los composites obtenidos mediante electrodeposición, mientras que el carbón activado sin modificar no presentó señal detectable de este elemento. Los contenidos relativos de hierro determinados por EDS oscilaron entre 15.18 y 19.57 % en peso para los materiales electrodepositados, sin observarse una tendencia clara de incremento con el tiempo de electrodeposición dentro del intervalo evaluado.

Cuadro 10. Contenido relativo de hierro determinado mediante EDS para los composites CA/Fe obtenidos a diferentes tiempos de electrodeposición.

Tiempo de electrodeposición (min)	Fe (% peso)
0.00	00.00
4.39	19.57
15.00	15.98
25.61	15.18
30.00	19.22

Por otra parte, los mapas de distribución elemental (Figura 17) evidenciaron que el hierro se encuentra distribuido sobre la superficie de las partículas de CA, confirmando la incorporación de este elemento al material. La presencia de porcentajes de hierro similares entre los distintos tiempos de electrodeposición

sugiere que la superficie del material alcanza rápidamente un estado cercano a la saturación bajo las condiciones experimentales empleadas. Estos resultados respaldan la formación de los composites CA/Fe y proporcionan evidencia directa de la presencia de hierro sobre el soporte carbonoso.

Con el propósito de complementar los resultados obtenidos mediante EDS, y con base en la concentración de hierro total disuelto determinada tras mantener los materiales en una solución ácida durante 24 h, y asumiendo la disolución completa del hierro depositado sobre el compósito, se estimó el porcentaje de hierro en los materiales obtenidos a diferentes tiempos de electrodeposición (Cuadro 11). El análisis ANOVA, complementado con una prueba post hoc de Tukey (Cuadro 12), mostró que no existen diferencias estadísticamente significativas entre los materiales a distintos tiempos de electrodeposición. Este comportamiento puede atribuirse a la saturación temprana de los sitios activos en la superficie del material. Los porcentajes estimados a partir de la lixiviación ácida constituyen una medida indirecta del contenido de hierro presente en los composites y complementan la información obtenida mediante EDS.

Se ha reportado que, en superficies modificadas por electrodeposición, el contenido metálico aumenta hasta alcanzar un valor estable, a partir del cual el crecimiento del recubrimiento ocurre de manera más lenta (F. Zhang et al., 2023). En consecuencia, el incremento en el tiempo de electrodeposición no implica necesariamente una mayor incorporación de metal, lo que explica la ausencia de diferencias significativas entre los tratamientos.

Los porcentajes de hierro estimados a partir de la concentración de hierro total disuelto fueron entre 4.6 y 6.9 veces mayores para los composites CA/Fe sintetizados mediante el reactor de lecho empacado que para los obtenidos mediante el método de síntesis descrito previamente (Sección V.3).

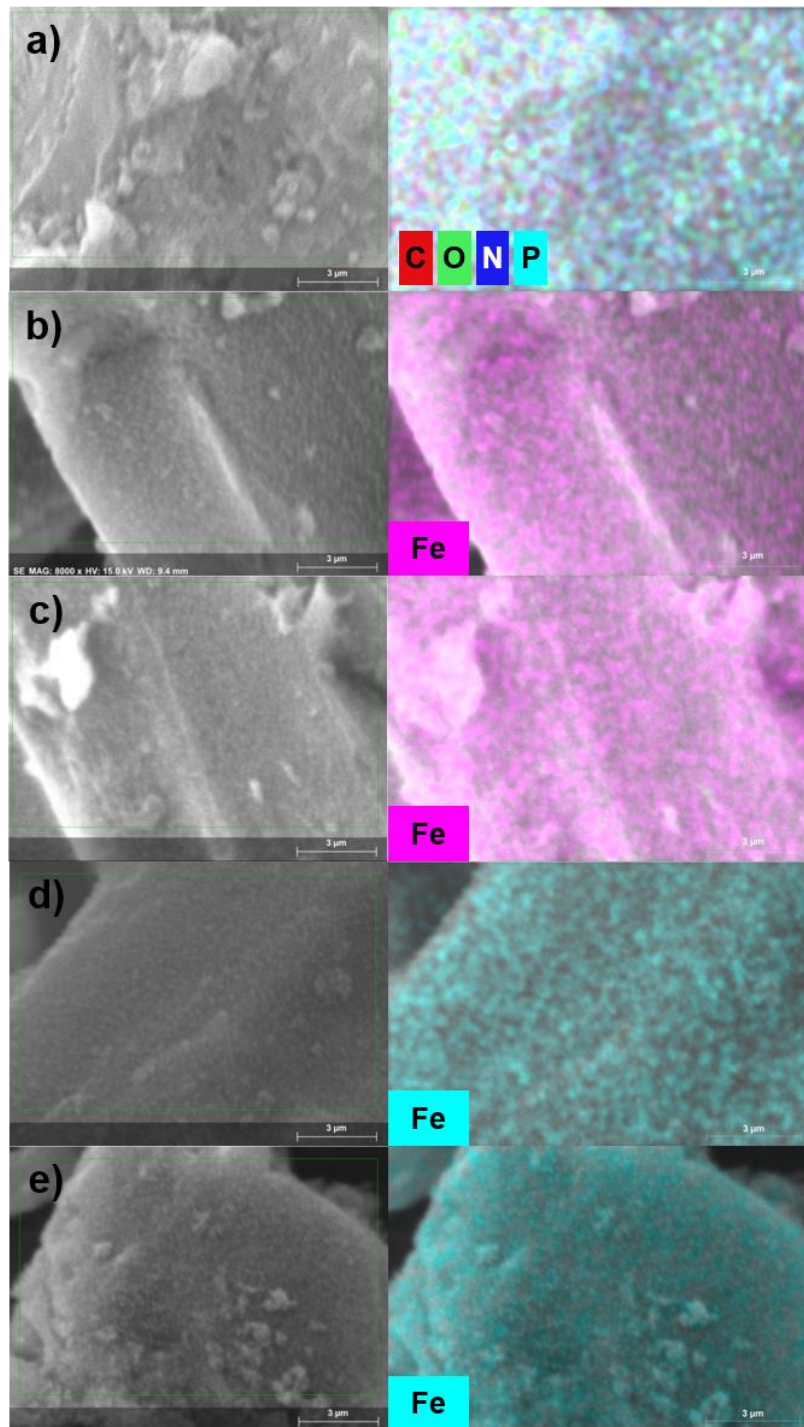


Figura 17. Micrografías SEM (izquierda) y mapas de distribución elemental obtenidos mediante EDS (derecha) para los compositos a diferentes tiempos de electrodeposición: a) 0 min (CA sin modificar), b) 4.39 min, c) 15.00 min, d) 25.61 min y e) 30.00 min.

Cuadro 11. Porcentaje de hierro para CA/Fe con diferentes tiempos de electrodeposición

Tiempo de electrodeposición (min)	Fe (% peso)	DE	IC de 95%
0.00	-0.02	0.05	(-2.07, 2.03)
4.39	5.36	0.97	(3.31, 7.41)
15.00	5.20	2.44	(3.14, 7.25)
25.61	3.96	1.77	(1.91, 6.02)
30.00	3.60	1.64	(1.54, 5.65)

Cuadro 12. Agrupación de medias del porcentaje de hierro para CA/Fe, obtenida mediante la prueba post hoc de Tukey (95 % de confianza).

Factor	N	Media	Agrupación
4.39	3	5.36	A
15.00	3	5.20	A
25.61	3	3.96	A B
30.00	3	3.60	A B
0.00	3	-0.02	B

En conjunto, estos resultados son consistentes con el planteamiento de que el incremento del contenido de Fe, logrado mediante el reactor de lecho empacado, no mejoró la degradación del SMX, sino que redujo su eficiencia respecto al CA sin modificar. Este comportamiento confirma que un exceso de Fe^{2+} resulta contraproducente para el proceso Fenton, probablemente por la ocupación parcial de microporos y por el efecto inhibitorio del Fe^{2+} en exceso sobre los radicales $\cdot\text{OH}$, en concordancia con lo observado previamente para el azul de metileno. De este modo, se corroboró experimentalmente que la cantidad de hierro depositado debe mantenerse en niveles bajos para maximizar la eficiencia del sistema.

VII. CONCLUSIONES

La electrodeposición de hierro sobre carbón activado a un potencial de -1.2 V vs Ag/AgCl, permitió sintetizar las microceldas CA/Fe en un arreglo ánodo-cátodo. La caracterización por SEM-EDS confirmó la incorporación del hierro sobre la superficie del material, con un contenido de 0.81 % en peso, distribuido homogéneamente.

El compósito CA/Fe presentó la constante cinética de decoloración más alta ($k = 0.4299 \text{ min}^{-1}$) para azul de metileno bajo condiciones de obscuridad, estadísticamente superior a la de los demás tratamientos evaluados. Este comportamiento sugiere la formación de microceldas galvánicas entre el hierro y el carbón, que generan Fe^{2+} in situ y favorecen reacciones tipo Fenton, combinando mecanismos de adsorción y degradación.

La asistencia con luz UV ($\lambda = 405 \text{ nm}$) no mejoró el desempeño del compósito CA/Fe. La constante cinética del tratamiento CA/Fe+UV ($k = 0.2970 \text{ min}^{-1}$) fue inferior a la del sistema sin irradiación. Este comportamiento se atribuye a que la fotorreducción acelerada de Fe^{3+} a Fe^{2+} incrementa la concentración interfacial de este ion, el cual actúa como captador de radicales $\cdot\text{OH}$, compitiendo con el contaminante objetivo. Por esta razón, la irradiación UV no se empleó en la etapa de degradación de SMX.

El incremento en el contenido de hierro mediante el reactor de lecho empacado (entre 4.6 y 6.9 veces mayor respecto al método inicial) no se tradujo en una mejora en la degradación del SMX, probablemente por la ocupación parcial de microporos y el efecto inhibitorio del exceso de Fe^{2+} sobre los radicales $\cdot\text{OH}$.

El modelo cuadrático de superficie de respuesta aplicado al diseño central compuesto para la degradación de SMX no resultó estadísticamente significativo ($p = 0.1339$, $R^2 = 0.6393$).

En resumen, el uso de microceldas cortocircuitadas demostró ser funcional, lo que confirma la hipótesis planteada. Sin embargo, su desempeño favorable se limita a bajas concentraciones de hierro, ya que un incremento en el contenido metálico provoca efectos inhibitorios asociados al exceso de Fe^{2+} , fenómeno que fue corroborado experimentalmente al aumentar la cantidad de hierro en el compuesto.

En conjunto, estos resultados sugieren que el uso de microceldas CA/Fe presenta limitaciones prácticas importantes, debido a la dificultad experimental para controlar contenidos tan bajos de hierro y al efecto inhibitorio derivado de su exceso. Además, aunque el material CA/Fe mostró una mayor remoción de contaminantes al inicio del tratamiento respecto al CA sin modificar, esta diferencia tiende a disminuir con el tiempo, observándose el efecto principalmente durante los primeros minutos del proceso. En este contexto, resulta inviable la optimización del compuesto hierro-carbono y se recomendaría optar por otro material anódico en la microcelda, que no presente las limitaciones del hierro.

VIII. PERSPECTIVAS

Los resultados obtenidos en este trabajo establecen una base sólida para el desarrollo de investigaciones futuras orientadas a mejorar el desempeño del sistema CA/Fe en la degradación de contaminantes de preocupación emergente. En este contexto, se proponen las siguientes líneas de investigación:

- Caracterización complementaria del compuesto CA/Fe: Se recomienda emplear técnicas avanzadas, como la espectroscopía foto-electrónica de rayos X (XPS), que permitan identificar los estados de oxidación del hierro presentes en el material y su evolución durante el proceso de degradación.
- Estudio de subproductos de degradación: Una limitación del presente trabajo fue el monitoreo de la degradación de SMX únicamente mediante espectrofotometría UV-Vis. En este sentido, se propone complementar el análisis con técnicas como la cromatografía líquida de alta resolución (HPLC), que permitan identificar y cuantificar los subproductos generados.
- Evaluación del grado de mineralización del contaminante: Se recomienda incorporar la medición del carbono orgánico total (COT) como variable de respuesta complementaria, a fin de cuantificar el grado de mineralización alcanzado y diferenciar entre la transformación parcial del SMX y su conversión completa a CO₂, H₂O e iones inorgánicos. Esto permitiría una evaluación más integral de la eficiencia del sistema.
- Al comprobar que el concepto de la microcelda es funcional, se propone el uso de otros materiales anódicos en la microcelda que permitan la formación de un par galvánico que propicie reacciones redox, pero disminuyendo o eliminando las limitaciones de inhibición del radical y estabilidad química del hierro.

IX. REFERENCIAS

- Abdullah, H. M., Mohana, N. T., Khan, B. M., Ahmed, S. M., Hossain, M., Islam, K. S., Redoy, M. H., Ferdush, J., Bhuiyan, M. A. H. B., Hossain, M. M., & Ahamed, T. (2024). Frontiers in environmental cleanup: Recent advances in remediation of emerging pollutants from soil and water. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 16, 100461. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2023.100996>
- Aboudalle, A., Fourcade, F., Assadi, A. A., Domergue, L., Djelal, H., Lendormi, T., Taha, S., & Amrane, A. (2018). Reactive oxygen and iron species monitoring to investigate the electro-Fenton performances. Impact of the electrochemical process on the biodegradability of metronidazole and its by-products. *Chemosphere*, 199, 486–494. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2018.02.075>
- Acebedo-Martínez, F. J., Baldión, P. A., Oltolina, F., Follenzi, A., Falini, G., Fernández-Sánchez, J. F., Choquesillo-Lazarte, D., & Gómez-Morales, J. (2024). Biomolecule-functionalized exfoliated-graphene and graphene oxide as heteronucleants of nanocrystalline apatites to make hybrid nanocomposites with tailored mechanical, luminescent, and biological properties. *Ceramics International*, 50(23), 51192–51206. <https://doi.org/10.1016/J.CERAMINT.2024.10.034>
- Adamek, E., Masternak, E., Sapińska, D., & Baran, W. (2022). Degradation of the Selected Antibiotic in an Aqueous Solution by the Fenton Process: Kinetics, Products and Ecotoxicity. *International Journal of Molecular Sciences*, 23(24), 15676. <https://doi.org/10.3390/ijms232415676>
- Adamska, K., Smykała, S., Zieliński, S., Szymański, D., Hojeńska, A., Stelmachowski, P., Kotarba, A., & Okal, J. (2021). Oxidation of soot over supported RuRe nanoparticles prepared by the microwave-polyol method. *Reaction Kinetics, Mechanisms and Catalysis*, 134(1), 221–242. <https://doi.org/10.1007/s11144-021-02048-y>

- Aguilar-Aguilar, A., de León-Martínez, L. D., Forgionny, A., Acelas Soto, N. Y., Mendoza, S. R., & Zárate-Guzmán, A. I. (2023). A systematic review on the current situation of emerging pollutants in Mexico: A perspective on policies, regulation, detection, and elimination in water and wastewater. *Science of the Total Environment*, 905. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167426>
- Ahmadi, B., Fallah, A., Ghamarpoor, R., & Jamshidi, M. (2025). Methylene blue beyond the dye: A critical review on its role as a benchmark pollutant in photocatalyst design. *Results in Chemistry*, 18, 102910. <https://doi.org/10.1016/J.RECHEM.2025.102910>
- Ahmed, Y., Maya, A. A. S., Akhtar, P., AlMohamadi, H., Mohammad, A. W., Ashekuzzaman, S. M., Olbert, A. I., & Uddin, M. G. (2025). Advancements and challenges in Fenton-based advanced oxidation processes for antibiotic removal in wastewater: From the laboratory to practical applications. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 13(1), 115068. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.115068>
- Ali, A., Chiang, Y. W., & Santos, R. M. (2022). X-ray Diffraction Techniques for Mineral Characterization: A Review for Engineers of the Fundamentals, Applications, and Research Directions. *Minerals*, 12(2), 205. <https://doi.org/10.3390/min12020205>
- Ali, A., Zhang, N., & Santos, R. M. (2023). Mineral Characterization Using Scanning Electron Microscopy (SEM): A Review of the Fundamentals, Advancements, and Research Directions. *Applied Sciences*, 13(23), 12600. <https://doi.org/10.3390/app132312600>
- An, J., Feng, Y., Zhao, Q., Wang, X., Liu, J., & Li, N. (2022). Electrosynthesis of H₂O₂ through a two-electron oxygen reduction reaction by carbon based catalysts: From mechanism, catalyst design to electrode fabrication. *Environmental Science and Ecotechnology*, 11, 100170. <https://doi.org/10.1016/J.ESE.2022.100170>

- Anantharaj, S., & Noda, S. (2022). *iR* drop correction in electrocatalysis: everything one needs to know! *Journal of Materials Chemistry A*, 10(17), 9348–9354. <https://doi.org/10.1039/D2TA01393B>
- Ayala-Ayala, M. T., Rosales, A., Ortega-Borges, R., Robles, I., Rodríguez-Valadez, F. J., & Godínez, L. A. (2024). A short-circuited photo-assisted electrochemical cell for wastewater treatment. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 12(4), 113269. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.113269>
- Banda-Alemán, J. A., Camacho-Callejas, M., Salazar-López, M. L., Robles, I., Acosta-Santoyo, G., García-Espinoza, J. D., Rodríguez-Valadez, F. J., Manriquez, J., & Godínez, L. A. (2023). Alternating polarization of Fe modified carbon fiber materials. towards the development of single-electrode electro-Fenton batch reactors. *Electrochimica Acta*, 450, 142282. <https://doi.org/10.1016/J.ELECTACTA.2023.142282>
- Bañuelos, J. A., García-Rodríguez, O., Rodríguez-Valadez, F. J., & Godínez, L. A. (2015). Electrochemically Prepared Iron-Modified Activated Carbon Electrodes for Their Application in Electro-Fenton and Photoelectro-Fenton Processes. *Journal of The Electrochemical Society*, 162(9), E154–E159. <https://doi.org/10.1149/2.0581509jes>
- Barroso Bogeat, A. (2021). Understanding and Tuning the Electrical Conductivity of Activated Carbon: A State-of-the-Art Review. *Critical Reviews in Solid State and Materials Sciences*, 46(1), 1–37. <https://doi.org/10.1080/10408436.2019.1671800>
- Barroso-Bogeat, A., Alexandre-Franco, M., Fernández-González, C., Sánchez-González, J., & Gómez-Serrano, V. (2015). Electrical conductivity of metal (hydr)oxide–activated carbon composites under compression. A comparison study. *Materials Chemistry and Physics*, 152, 113–122. <https://doi.org/10.1016/J.MATCHEMPHYS.2014.12.022>

- Befenzi, H., Ezzariai, A., Mechichi, T., Kouisni, L., Hafidi, M., Record, E., & EL Fels, L. (2025). Degradation of antibiotics by homogeneous and heterogeneous Fenton processes: A review. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 17, 100522. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2024.100522>
- Boahen, E., Owusu, L., & Adjei-Anim, S. O. (2025). A comprehensive review of emerging environmental contaminants of global concern. *Discover Environment*, 3(1), 144. <https://doi.org/10.1007/s44274-025-00259-x>
- Bollinger, J.-C., Lima, E. C., Mouni, L., Salvestrini, S., & Tran, H. N. (2025). Molecular properties of methylene blue, a common probe in sorption and degradation studies: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 23(5), 1403–1424. <https://doi.org/10.1007/s10311-025-01856-1>
- Cai, L., Zhang, H., Feng, Y., Wang, Y., & Yu, M. (2018). Sludge decrement and electricity generation of sludge microbial fuel cell enhanced by zero valent iron. *Journal of Cleaner Production*, 174, 35–41. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.300>
- Caizán-Juanarena, L., Sleutels, T., Borsje, C., & ter Heijne, A. (2020). Considerations for application of granular activated carbon as capacitive bioanode in bioelectrochemical systems. *Renewable Energy*, 157, 782–792. <https://doi.org/10.1016/J.RENENE.2020.05.049>
- Čalkovský, M., Müller, E., & Gerthsen, D. (2023). Quantitative analysis of backscattered-electron contrast in scanning electron microscopy. *Journal of Microscopy*, 289(1), 32–47. <https://doi.org/10.1111/jmi.13148>
- Cao, J., Li, J., Yang, B., Chen, Z., Mahjoub, A. R., & Xing, M. (2024). Gambling of homogeneous and heterogeneous Fenton in wastewater treatment. *Cell Reports Physical Science*, 5(5), 101966. <https://doi.org/10.1016/j.xcrp.2024.101966>

- Castañeda, L. F., Walsh, F. C., Nava, J. L., & Ponce de León, C. (2017). Graphite felt as a versatile electrode material: Properties, reaction environment, performance and applications. *Electrochimica Acta*, 258, 1115–1139. <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2017.11.165>
- Cedeño-Muñoz, J. S., Aransiola, S. A., Reddy, K. V., Ranjit, P., Victor-Ekwebelem, M. O., Oyedele, O. J., Pérez-Almeida, I. B., Maddela, N. R., & Rodríguez-Díaz, J. M. (2024). Antibiotic resistant bacteria and antibiotic resistance genes as contaminants of emerging concern: Occurrences, impacts, mitigations and future guidelines. *Science of The Total Environment*, 952, 175906. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.175906>
- Chaturvedi, P., Shukla, P., Giri, B. S., Chowdhary, P., Chandra, R., Gupta, P., & Pandey, A. (2021). Prevalence and hazardous impact of pharmaceutical and personal care products and antibiotics in environment: A review on emerging contaminants. *Environmental Research*, 194, 110664. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110664>
- Chen, K. Y., Lu, Y. Y., Yao, W., Zhao, S. Y., Huang, Y. X., Gao, N., Huang, B. C., & Jin, R. C. (2024). Accelerated Fe²⁺ regeneration for efficient electro-Fenton oxidation of refractory pollutants through pore structure engineering. *Chemical Engineering Journal*, 497, 154897. <https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2024.154897>
- Chen, P., Zhang, L., Shi, Y., Li, J., Fu, Q., Zhu, X., Lu, Z., & Liao, Q. (2022). Biomass waste-derived hierarchical porous composite electrodes for high-performance thermally regenerative ammonia-based batteries. *Journal of Power Sources*, 517, 230719. <https://doi.org/10.1016/J.JPOWSOUR.2021.230719>
- Cheng, G., Lin, J., Lu, J., Zhao, X., Cai, Z., & Fu, J. (2015). Advanced Treatment of Pesticide-Containing Wastewater Using Fenton Reagent Enhanced by Microwave Electrodeless Ultraviolet. *BioMed Research International*, 2015, 1–8. <https://doi.org/10.1155/2015/205903>

- Clemente, E., Domingues, E., Quinta-Ferreira, R. M., Leitão, A., & Martins, R. C. (2024). Solar photo-Fenton and persulphate-based processes for landfill leachate treatment: A critical review. *Science of The Total Environment*, 912, 169471. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2023.169471>
- Corpus, R. M. B., Bayani, M. S., Aguilar, J. L., Aguilar, J. C. B., & Aguilar, H. B. (2024). Emerging pollutants in waste water: Challenges and advancements in treatment technology. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 1372(1), 012037. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1372/1/012037>
- Cuerda-Correa, E. M., Alexandre-Franco, M. F., & Fernández-González, C. (2019). Advanced Oxidation Processes for the Removal of Antibiotics from Water. An Overview. *Water*, 12(1), 102. <https://doi.org/10.3390/w12010102>
- Das, A., & Adak, M. K. (2022). Photo-catalyst for wastewater treatment: A review of modified Fenton, and their reaction kinetics. *Applied Surface Science Advances*, 11, 100282. <https://doi.org/10.1016/J.APSADV.2022.100282>
- Das, R., & Raj, D. (2025). Sources, distribution, and impacts of emerging contaminants – a critical review on contamination of landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 17, 100602. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2025.100602>
- de Sá, M. H., & Pereira, C. M. (2024). The relevance of the initial conditions in glassy carbon electrode sensing applications: the ferri/ferrocyanide redox reaction model system in aqueous solution. *Electrochimica Acta*, 489, 144158. <https://doi.org/10.1016/J.ELECTACTA.2024.144158>
- Dhamorikar, R. S., Lade, V. G., Kewalramani, P. V., & Bindwal, A. B. (2024). Review on integrated advanced oxidation processes for water and wastewater treatment. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 138, 104–122. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2024.04.037>

- du Plessis, A. (2022). Persistent degradation: Global water quality challenges and required actions. *One Earth*, 5(2), 129–131. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2022.01.005>
- Fu, A., Liu, Z., & Sun, Z. (2022). Cu/Fe oxide integrated on graphite felt for degradation of sulfamethoxazole in the heterogeneous electro-Fenton process under near-neutral conditions. *Chemosphere*, 297, 134257. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134257>
- Fu, P., Lin, X., & Chen, Z. (2018). Porous Fe⁰/C ceramsites for removal of aqueous Pb(II) ions: equilibrium, long-term performance and mechanism studies. *RSC Advances*, 8(45), 25445–25455. <https://doi.org/10.1039/C8RA05164J>
- Gahrouei, A. E., Vakili, S., Zandifar, A., & Pourebrahimi, S. (2024). From wastewater to clean water: Recent advances on the removal of metronidazole, ciprofloxacin, and sulfamethoxazole antibiotics from water through adsorption and advanced oxidation processes (AOPs). *Environmental Research*, 252, 119029. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.119029>
- Garduño-Jiménez, A.-L., Durán-Álvarez, J.-C., Otori, C. A., Abdelrazig, S., Barrett, D. A., & Gomes, R. L. (2023). Delivering on sustainable development goals in wastewater reuse for agriculture: Initial prioritization of emerging pollutants in the Tula Valley, Mexico. *Water Research*, 238, 119903. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.119903>
- Ghanbarlou, H., Nasernejad, B., Nikbakht Fini, M., Simonsen, M. E., & Muff, J. (2020). Synthesis of an iron-graphene based particle electrode for pesticide removal in three-dimensional heterogeneous electro-Fenton water treatment system. *Chemical Engineering Journal*, 395, 125025. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.125025>

- Giwa, A.-R. A., Bello, I. A., Olabintan, A. B., Bello, O. S., & Saleh, T. A. (2020). Kinetic and thermodynamic studies of fenton oxidative decolorization of methylene blue. *Heliyon*, 6(8), e04454. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04454>
- Gogoi, A., Mazumder, P., Tyagi, V. K., Tushara Chaminda, G. G., An, A. K., & Kumar, M. (2018). Occurrence and fate of emerging contaminants in water environment: A review. *Groundwater for Sustainable Development*, 6, 169–180. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2017.12.009>
- González, S., & Jaramillo-Fierro, X. (2025). Density Functional Theory Study of Methylene Blue Demethylation as a Key Step in Degradation Mediated by Reactive Oxygen Species. *International Journal of Molecular Sciences*, 26(4), 1756. <https://doi.org/10.3390/ijms26041756>
- Grujicic, D., & Pesic, B. (2005). Iron nucleation mechanisms on vitreous carbon during electrodeposition from sulfate and chloride solutions. *Electrochimica Acta*, 50(22), 4405–4418. <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2005.02.013>
- Guo, R., Nengzi, L. chao, Chen, Y., Li, Y., Zhang, X., & Cheng, X. (2020). Efficient degradation of sulfamethoxazole by CuCo LDH and LDH@fibers composite membrane activating peroxymonosulfate. *Chemical Engineering Journal*, 398, 125676. <https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2020.125676>
- Gwenzi, W. (2022). Emerging contaminants: A handful of conceptual and organizing frameworks. In *Emerging Contaminants in the Terrestrial-Aquatic-Atmosphere Continuum*: (pp. 3–15). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-90051-5.00014-6>
- Hakami, R. A., Yahya, M. S., Hakami, A. A., Kaichouh, G., & El Bakkali, M. (2024). Grepafloxacin degradation and mineralization in water by Electro-Fenton process. *International Journal of Electrochemical Science*, 19(5), 100556. <https://doi.org/10.1016/J.IJOES.2024.100556>

- Han, C., Li, W., Liu, H. K., Dou, S., & Wang, J. (2020). Principals and strategies for constructing a highly reversible zinc metal anode in aqueous batteries. *Nano Energy*, 74, 104880. <https://doi.org/10.1016/J.NANOEN.2020.104880>
- Huang, Y., Zhang, W., Wang, R., Xiao, Z., Giesy, J. P., Wu, L., & Su, X. (2024). Multiplex analysis platform for evaluation of endocrine disruption of emerging contaminants against human steroid hormone receptors using autobioluminescent yeast bioassay: Application to bisphenols. *Emerging Contaminants*, 10(4), 100349. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2024.100349>
- Idrissov, N., Bissenova, M., Mambetova, M., Yeleuov, M., Askaruly, K., Umirzakov, A., Yergaziyeva, G., Tsursumia, O., Serik, A., & Daulbayev, C. (2026). Rice husk–derived activated carbon and SiO₂–based materials for dye removal and CO₂ adsorption. *South African Journal of Chemical Engineering*, 100870. <https://doi.org/10.1016/J.SAJCE.2026.100870>
- Inzelt, G. (2010). Chronocoulometry. In *Electroanalytical Methods* (pp. 147–158). Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-02915-8_7
- Iqbal, J., Shah, N. S., Ali Khan, J., Naushad, Mu., Boczkaj, G., Jamil, F., Khan, S., Li, L., Murtaza, B., & Han, C. (2024). Pharmaceuticals wastewater treatment via different advanced oxidation processes: Reaction mechanism, operational factors, toxicities, and cost evaluation – A review. *Separation and Purification Technology*, 347, 127458. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2024.127458>
- Jiang, Y., Ran, J., Mao, K., Yang, X., Zhong, L., Yang, C., Feng, X., & Zhang, H. (2022). Recent progress in Fenton/Fenton-like reactions for the removal of antibiotics in aqueous environments. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 236, 113464. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.113464>
- Kganyakgo, L. K., Makhado, E., Hato, M. J., Seleka, W. M., Pandey, S., & Masekela, D. (2026). Green-synthesized Co-doped ZnO/cellulose hydrogel nanocomposites for high-efficiency photocatalytic degradation of methylene

- blue. *South African Journal of Chemical Engineering*, 56, 100862.
<https://doi.org/10.1016/J.SAJCE.2026.100862>
- Khan, I., Saeed, K., Zekker, I., Zhang, B., Hendi, A. H., Ahmad, A., Ahmad, S., Zada, N., Ahmad, H., Shah, L. A., Shah, T., & Khan, I. (2022). Review on Methylene Blue: Its Properties, Uses, Toxicity and Photodegradation. *Water*, 14(2), 242.
<https://doi.org/10.3390/w14020242>
- Khan, N. A., López-Maldonado, E. A., Majumder, A., Singh, S., Varshney, R., López, J. R., Méndez, P. F., Ramamurthy, P. C., Khan, M. A., Khan, A. H., Mubarak, N. M., Amhad, W., Shamshuddin, S. Z. M., & Aljundi, I. H. (2023). A state-of-art-review on emerging contaminants: Environmental chemistry, health effect, and modern treatment methods. *Chemosphere*, 344, 140264.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.140264>
- Krishnakumar, S., Singh, D. S. H., Godson, P. S., & Thanga, S. G. (2022). Emerging pollutants: impact on environment, management, and challenges. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(48), 72309–72311.
<https://doi.org/10.1007/s11356-022-22859-3>
- Kumar, M., Sridharan, S., Sawarkar, A. D., Shakeel, A., Anerao, P., Mannina, G., Sharma, P., & Pandey, A. (2023). Current research trends on emerging contaminants pharmaceutical and personal care products (PPCPs): A comprehensive review. *Science of The Total Environment*, 859, 160031.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160031>
- Kumar, R., Qureshi, M., Vishwakarma, D. K., Al-Ansari, N., Kuriqi, A., Elbeltagi, A., & Saraswat, A. (2022). A review on emerging water contaminants and the application of sustainable removal technologies. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 6, 100219.
<https://doi.org/10.1016/j.cscee.2022.100219>
- Lesser, L. E., Mora, A., Moreau, C., Mahlknecht, J., Hernández-Antonio, A., Ramírez, A. I., & Barrios-Piña, H. (2018). Survey of 218 organic contaminants

- in groundwater derived from the world's largest untreated wastewater irrigation system: Mezquital Valley, Mexico. *Chemosphere*, 198, 510–521. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.01.154>
- Li, J., Song, D., Du, K., Wang, Z., & Zhao, C. (2019). Performance of graphite felt as a cathode and anode in the electro-Fenton process. *RSC Advances*, 9(66), 38345–38354. <https://doi.org/10.1039/C9RA07525A>
- Li, M., Wen, D., Qiang, Z., & Kiwi, J. (2017). VUV/UV light inducing accelerated phenol degradation with a low electric input. *RSC Advances*, 7(13), 7640–7647. <https://doi.org/10.1039/C6RA26043H>
- Li, S., Yang, Y., Yang, S., Zheng, H., Zheng, Y., M, J., Nagarajan, D., Varjani, S., & Chang, J.-S. (2023). Recent advances in biodegradation of emerging contaminants - microplastics (MPs): Feasibility, mechanism, and future prospects. *Chemosphere*, 331, 138776. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138776>
- Li, X., Jia, Y., Qin, Y., Zhou, M., & Sun, J. (2021). Iron-carbon microelectrolysis for wastewater remediation: Preparation, performance and interaction mechanisms. *Chemosphere*, 278, 130483. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2021.130483>
- Li, X., Shen, X., Jiang, W., Xi, Y., & Li, S. (2024). Comprehensive review of emerging contaminants: Detection technologies, environmental impact, and management strategies. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 278, 116420. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2024.116420>
- Li, X., Yang, S., Dzakpasu, M., Xu, S., Ding, D., Wang, G., Chen, R., Jin, P., & Wang, X. C. (2021). Galvanic corrosion of zero-valent iron to intensify Fe²⁺ generation for peroxymonosulfate activation. *Chemical Engineering Journal*, 417, 128023. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.128023>

- Lin, C., Shen, T., Yoneyama, Y., Inagaki, Y., & Sakakibara, Y. (2025). Maximizing removal efficiency via magnetite dosage in bio-Fenton SBR. *Journal of Water Process Engineering*, 79, 108908. <https://doi.org/10.1016/J.JWPE.2025.108908>
- Lin, W.-R., Chuang, Y.-J., Lee, C.-H., Tseng, F.-G., & Chen, F.-R. (2018). Fabrication and Characterization of a High-Performance Multi-Annular Backscattered Electron Detector for Desktop SEM. *Sensors*, 18(9), 3093. <https://doi.org/10.3390/s18093093>
- Liu, H., Li, X., Zhang, X., Wang, K., & Wang, L. (2023). Study on nitrate removal from wastewater by micro-electrolysis and construction of iron-carbon micro-electrolysis reactor (ICMER). *Chemical Engineering Science*, 280, 119038. <https://doi.org/10.1016/J.CES.2023.119038>
- Liu, L., Yu, R., Zhao, S., Cao, X., Zhang, X., & Bai, S. (2023). Heterogeneous Fenton system driven by iron-loaded sludge biochar for sulfamethoxazole-containing wastewater treatment. *Journal of Environmental Management*, 335, 117576. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117576>
- Ma, D., Yi, H., Lai, C., Liu, X., Huo, X., An, Z., Li, L., Fu, Y., Li, B., Zhang, M., Qin, L., Liu, S., & Yang, L. (2021). Critical review of advanced oxidation processes in organic wastewater treatment. *Chemosphere*, 275, 130104. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130104>
- Mallik, A., & Ray, B. C. (2011). Evolution of Principle and Practice of Electrodeposited Thin Film: A Review on Effect of Temperature and Sonication. *International Journal of Electrochemistry*, 2011, 1–16. <https://doi.org/10.4061/2011/568023>
- McArdle, S., Landon-Lane, L., & Marshall, A. T. (2021). Using single fibre electrodes to determine the spatial variability of rate constants across carbon felt electrodes. *Electrochemistry Communications*, 131, 107122. <https://doi.org/10.1016/J.ELECOM.2021.107122>

- Meng, X., O'Hare, D., & Ladame, S. (2023). Surface immobilization strategies for the development of electrochemical nucleic acid sensors. *Biosensors and Bioelectronics*, 237, 115440. <https://doi.org/10.1016/J.BIOS.2023.115440>
- Miklos, D. B., Remy, C., Jekel, M., Linden, K. G., Drewes, J. E., & Hübner, U. (2018). Evaluation of advanced oxidation processes for water and wastewater treatment – A critical review. *Water Research*, 139, 118–131. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.03.042>
- Mills, A. (2012). An overview of the methylene blue ISO test for assessing the activities of photocatalytic films. *Applied Catalysis B: Environmental*, 128, 144–149. <https://doi.org/10.1016/J.APCATB.2012.01.019>
- Musial, J., Mlynarczyk, D. T., & Stanis, B. J. (2023). Photocatalytic degradation of sulfamethoxazole using TiO₂-based materials – Perspectives for the development of a sustainable water treatment technology. *Science of The Total Environment*, 856, 159122. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159122>
- Naciones Unidas. (2023). *Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2023: Alianzas y cooperación por el agua*. UNESCO.
- Nishmitha, P. S., Akhilghosh, K. A., Aiswriya, V. P., Ramesh, A., Muthuchamy, M., & Muthukumar, A. (2025). Understanding emerging contaminants in water and wastewater: A comprehensive review on detection, impacts, and solutions. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 18(7), 100755. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2025.100755>
- Osuoha, J. O., Anyanwu, B. O., & Ejileugha, C. (2023). Pharmaceuticals and personal care products as emerging contaminants: Need for combined treatment strategy. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 9, 100206. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100206>

- Pan, G., Sun, X., & Sun, Z. (2020). Fabrication of multi-walled carbon nanotubes and carbon black co-modified graphite felt cathode for amoxicillin removal by electrochemical advanced oxidation processes under mild pH condition. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(8), 8231–8247. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-07358-2>
- Panieri, E., Baralic, K., Djukic-Cosic, D., Djordjevic, A. B., & Saso, L. (2022). PFAS Molecules: A Major Concern for the Human Health and the Environment. *Toxics*, 10(2), 107901. <https://doi.org/10.3390/toxics10020044>
- Pant, B., & Kommalapati, R. R. (2026). Sinki-derived activated carbon for dual applications in supercapacitors and dye removal. *Chemical Physics Impact*, 12, 101029. <https://doi.org/10.1016/J.CHPHI.2026.101029>
- Peña-Duarte, A., Vijapur, S. H., Hall, T. D., Hayes, K. L., Larios-Rodríguez, E., Pilar-Albaladejo, J. Del, Santiago, M. B., Snyder, S., Taylor, J., & Cabrera, C. R. (2021). Iron Quantum Dots Electro-Assembling on Vulcan XC-72R: Hydrogen Peroxide Generation for Space Applications. *ACS Applied Materials & Interfaces*, 13(25), 29585–29601. <https://doi.org/10.1021/acsami.1c05649>
- Permana, M. D., Takei, T., Khatun, A. A., Eddy, D. R., Saito, N., & Kumada, N. (2024). Effect of wavelength in light irradiation for Fe²⁺/Fe³⁺ redox cycle of Fe₃O₄/g-C₃N₄ in photocatalysis and photo-Fenton systems. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 457, 115876. <https://doi.org/10.1016/J.JPHOTOCHEM.2024.115876>
- Perrin, C. L. (2017). Linear or Nonlinear Least-Squares Analysis of Kinetic Data? *Journal of Chemical Education*, 94(6), 669–672. <https://doi.org/10.1021/acs.jchemed.6b00629>
- Pet, I., Sanad, M. N., Farouz, M., ElFaham, M. M., El-Hussein, A., El-sadek, M. S. A., Althobiti, R. A., & Ioanid, A. (2024). Review: Recent Developments in the Implementation of Activated Carbon as Heavy Metal Removal Management.

Water Conservation Science and Engineering, 9(2), 62.
<https://doi.org/10.1007/s41101-024-00287-3>

- Pham, M. N., Nishimura, F., Lan, J. C. W., & Khoo, K. S. (2024). Recent advancement of eliminating antibiotic resistance bacteria and antibiotic resistance genes in livestock waste: A review. *Environmental Technology & Innovation*, 36, 103751. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2024.103751>
- Qi, H., Sun, X., & Sun, Z. (2021). Porous graphite felt electrode with catalytic defects for enhanced degradation of pollutants by electro-Fenton process. *Chemical Engineering Journal*, 403, 126270. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.126270>
- Rafaqat, S., Ali, N., Torres, C., & Rittmann, B. (2022). Recent progress in treatment of dyes wastewater using microbial-electro-Fenton technology. *RSC Advances*, 12(27), 17104–17137. <https://doi.org/10.1039/D2RA01831D>
- Ren, H., Wang, R., Ying, L., Iyobosa, E., Chen, G., Zang, D., Tong, M., Li, E., & Nerenberg, R. (2025). Removal of sulfamethoxazole in an algal-bacterial membrane aerated biofilm reactor: Microbial responses and antibiotic resistance genes. *Water Research*, 268, 122595. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.122595>
- Rivera-Jaimes, J. A., Postigo, C., Melgoza-Alemán, R. M., Aceña, J., Barceló, D., & López de Alda, M. (2018). Study of pharmaceuticals in surface and wastewater from Cuernavaca, Morelos, Mexico: Occurrence and environmental risk assessment. *Science of The Total Environment*, 613–614, 1263–1274. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.134>
- Robles, I., Moreno-Rubio, G., Garcíá-Espinoza, J. D., Martínez-Sánchez, C., Rodríguez, A., Meas-Vong, Y., Rodríguez-Valadez, F. J., & Godínez, L. A. (2020). Study of polarized activated carbon filters as simultaneous adsorbent and 3D-type electrode materials for electro-Fenton reactors. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8(5), 104414. <https://doi.org/10.1016/J.JECE.2020.104414>

- Sairam, M., Maitra, S., Praharaj, S., Nath, S., Shankar, T., Sahoo, U., Santosh, D. T., Sagar, L., Panda, M., Shanthi Priya, G., Ashwini, T. R., Gaikwad, D. J., Hossain, A., Pramanick, B., Jatav, H. S., Gitari, H. I., & Aftab, T. (2023). *An Insight Into the Consequences of Emerging Contaminants in Soil and Water and Plant Responses* (pp. 1–27). https://doi.org/10.1007/978-3-031-22269-6_1
- Salazar-López, M. L., Robles, I., Martínez, R. J., Banda-Alemán, J. A., Manríquez, J., García-Espinoza, J. D., & Godínez, L. A. (2023). Surface oxidation pre-treatment on activated carbon: Effect on its cathode performance in electro-Fenton processes. *Materials Today Communications*, 34, 105290. <https://doi.org/10.1016/j.mtcomm.2022.105290>
- Samal, K., Mahapatra, S., & Hibzur Ali, M. (2022). Pharmaceutical wastewater as Emerging Contaminants (EC): Treatment technologies, impact on environment and human health. *Energy Nexus*, 6, 100076. <https://doi.org/10.1016/j.nexus.2022.100076>
- Scaria, J., Gopinath, A., & Nidheesh, P. V. (2021). A versatile strategy to eliminate emerging contaminants from the aqueous environment: Heterogeneous Fenton process. *Journal of Cleaner Production*, 278, 124014. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124014>
- Shah, I., Adnan, R., Wan Ngah, W. S., & Mohamed, N. (2015). Iron Impregnated Activated Carbon as an Efficient Adsorbent for the Removal of Methylene Blue: Regeneration and Kinetics Studies. *PLOS ONE*, 10(4), e0122603. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0122603>
- Sirés, I., & Brillas, E. (2017). *Electro-Fenton Process: Fundamentals and Reactivity* (pp. 1–28). https://doi.org/10.1007/698_2017_40
- Sorvari, J., & Wahlström, M. (2024). Industrial by-products. In *Handbook of Recycling* (pp. 259–285). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-85514-3.00044-0>

- Soto, P. C., Salamanca-Neto, C. A. R., Moraes, J. T., Sartori, E. R., Bessegato, G. G., Lopes, F., & Almeida, L. C. (2020). A novel sensing platform based on self-doped TiO₂ nanotubes for methylene blue dye electrochemical monitoring during its electro-Fenton degradation. *Journal of Solid State Electrochemistry*, 24(8), 1951–1959. <https://doi.org/10.1007/s10008-020-04509-1>
- Taghavi, M., Motil, B. J., Nahra, H., & Balakotaiah, V. (2023). The international space station packed bed reactor experiment: capillary effects in gas-liquid two-phase flows. *Npj Microgravity*, 9(1), 55. <https://doi.org/10.1038/s41526-023-00302-2>
- Tsaviv, J. N., Eneji, I. S., Sha'Ato, R., Ahemen, I., Jubu, P. R., & Yusof, Y. (2024). Photodegradation, kinetics and non-linear error functions of methylene blue dye using SrZrO₃ perovskite photocatalyst. *Heliyon*, 10(14). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e34517>
- Tulková, T., Fučík, J., Kozáková, Z., Procházková, P., Krčma, F., Gargošová, H. Z., Mravcová, L., & Sovová, K. (2023). Impact of various oxidation processes used for removal of sulfamethoxazole on the quality of treated wastewater. *Emerging Contaminants*, 9(3), 100231. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2023.100231>
- UAQ, F. (2019). *Reglamento interno de seguridad para los laboratorios*.
- UN-Habitat, & WHO. (2024). *Progress on the proportion of domestic and industrial wastewater flows safely treated*.
- Vasiljevic, Z. Z., Dojcinovic, M. P., Vujancevic, J. D., Jankovic-Castvan, I., Ognjanovic, M., Tadic, N. B., Stojadinovic, S., Brankovic, G. O., & Nikolic, M. V. (2020). Photocatalytic degradation of methylene blue under natural sunlight using iron titanate nanoparticles prepared by a modified sol–gel method. *Royal Society Open Science*, 7(9). <https://doi.org/10.1098/rsos.200708>
- Vega-Cartagena, M., Rojas-Pérez, A., Colón-Quintana, G. S., Blasini Pérez, D. A., Peña-Duarte, A., Larios-Rodríguez, E., De Jesús, M. A., & Cabrera, C. R. (2021). Potential dependent Ag nanoparticle electrodeposition on Vulcan XC-

- 72R carbon support for alkaline oxygen reduction reaction. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 891, 115242. <https://doi.org/10.1016/j.jelechem.2021.115242>
- Walling, S. A., Um, W., Corkhill, C. L., & Hyatt, N. C. (2021). Fenton and Fenton-like wet oxidation for degradation and destruction of organic radioactive wastes. *Npj Materials Degradation*, 5(1), 50. <https://doi.org/10.1038/s41529-021-00192-3>
- Wang, Y., Li, L., Guo, X., Wang, A., Pan, Y., Ma, J., Lu, S., & Liu, D. (2025). A comprehensive review on iron–carbon microelectrolysis constructed wetlands: Efficiency, mechanism and prospects. *Water Research*, 268, 122648. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2024.122648>
- Wilkinson, J. L., Boxall, A. B. A., Kolpin, D. W., Leung, K. M. Y., Lai, R. W. S., Galbán-Malagón, C., Adell, A. D., Mondon, J., Metian, M., Marchant, R. A., Bouzas-Monroy, A., Cuni-Sanchez, A., Coors, A., Carriquiriborde, P., Rojo, M., Gordon, C., Cara, M., Moermond, M., Luarte, T., ... Teta, C. (2022). Pharmaceutical pollution of the world's rivers. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 119(8). <https://doi.org/10.1073/pnas.2113947119>
- Yaqub, A., Mehmood, A., & Mehboob, S. (2024). Exploring the potential of graphite felt electrodes for electrochemical sensing of bisphenol A: An experimental and computational study. *Microchemical Journal*, 207, 111765. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2024.111765>
- Zárate-Guzmán, A. I., Manríquez-Rocha, J., Antaño-López, R., Rodríguez-Valadez, F. J., & Godínez, L. A. (2018). Study of the Electrical Properties of a Packed Carbon Bed for Its Potential Application as a 3D-Cathode in Electrochemical Processes. *Journal of The Electrochemical Society*, 165(10), E460–E465. <https://doi.org/10.1149/2.0731810jes>
- Zeng, X., Xie, T., Zeng, B., Huang, L., Li, X., & Huang, W. (2022). Synthesis of Micro-Electrolysis Composite Materials from Blast Furnace Dust and Application into

- Organic Pollutant Degradation. *Nanomaterials*, 12(23), 4275.
<https://doi.org/10.3390/nano12234275>
- Zhang, F., Duan, N., Zuo, J., Jiang, L., Li, J., Zhuang, S., Liu, Y., & Xu, F. (2023). Fe doped γ -MnO₂ of anode for lead release inhibition in zinc electrowinning. *Chemical Engineering Journal*, 476, 146475.
<https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2023.146475>
- Zhang, M., Dong, H., Zhao, L., Wang, D., & Meng, D. (2019). A review on Fenton process for organic wastewater treatment based on optimization perspective. *Science of The Total Environment*, 670, 110–121.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.180>
- Zhang, Q., Zheng, D., Bai, B., Ma, Z., & Zong, S. (2024). Insight into antibiotic removal by advanced oxidation processes (AOPs): Performance, mechanism, degradation pathways, and ecotoxicity assessment. *Chemical Engineering Journal*, 500, 157134. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2024.157134>
- Zhang, S., He, Z., Wang, B., Wang, R., Wang, K., Wang, M., & Ho, S. H. (2026). Photo-enhanced in-situ Fenton/Fe-C micro-electrolysis for efficient COD reduction: D-band center reverse regulation boosts Fe²⁺ regeneration. *Water Research*, 292, 125354. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2026.125354>
- Zou, Y., Qi, H., & Sun, Z. (2022). In-situ catalytic degradation of sulfamethoxazole with efficient CuCo–O@CNTs/NF cathode in a neutral electro-Fenton-like system. *Chemosphere*, 296, 134072.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134072>

X. Anexos

X. 1. Anexo 1. Curva de calibración para Fe^{2+}

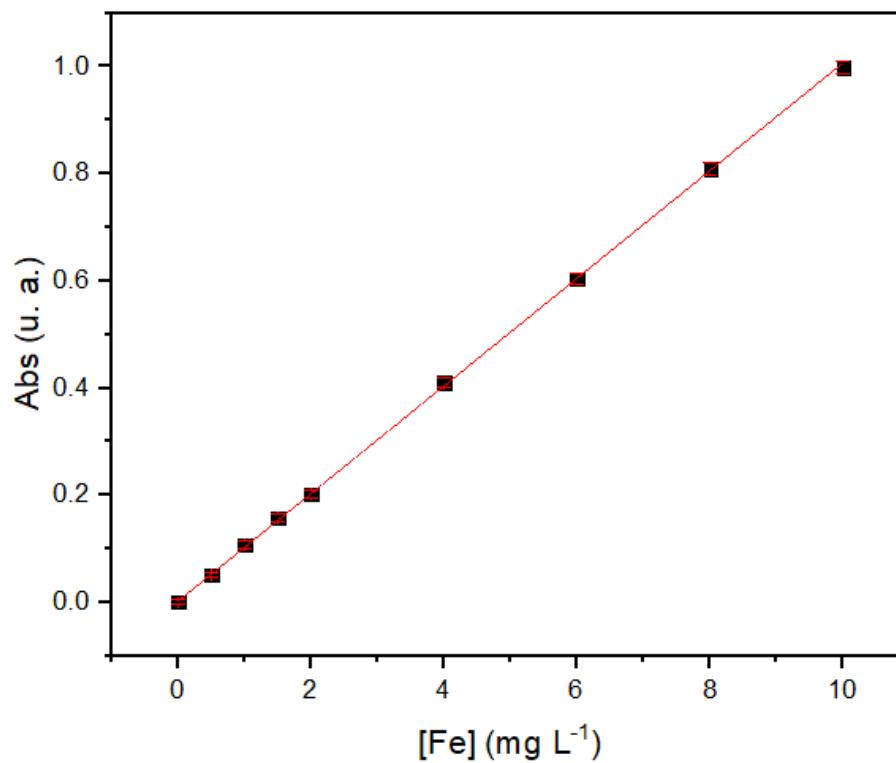


Figura 18. Curva de calibración para Fe^{2+} obtenida mediante el método espectrofotométrico con 1,10-fenantrolina ($\lambda = 510 \text{ nm}$).

X. 2. Anexo 2. Curva de calibración para azul de metileno

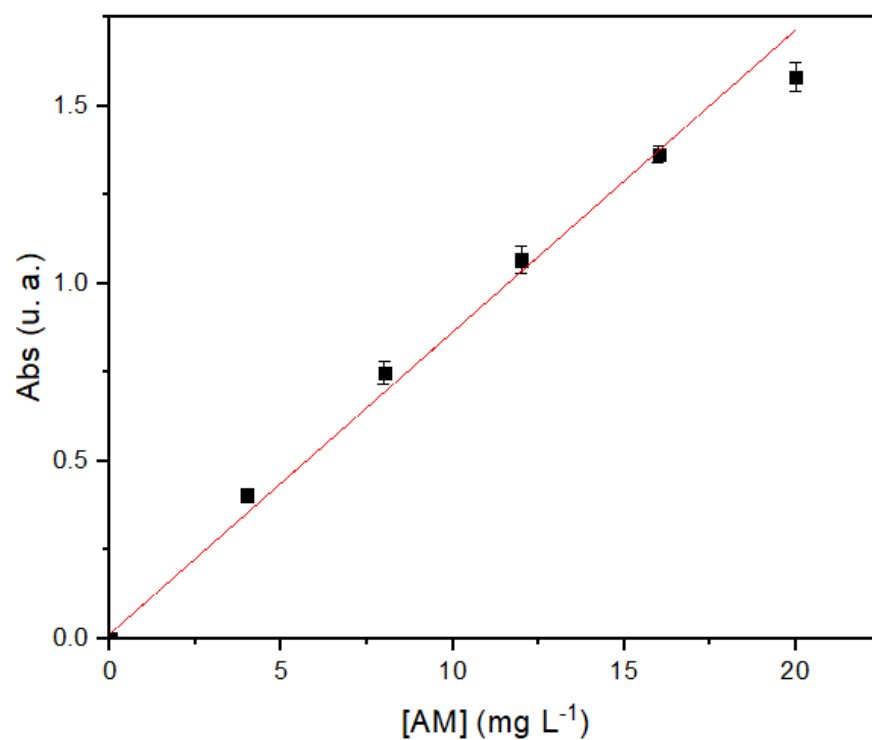


Figura 19. Curva de calibración para azul de metileno obtenida mediante espectrofotometría UV-Vis ($\lambda = 664$ nm).

X. 3. Anexo 3: Ajustes cinéticos de pseudo primer orden no lineal

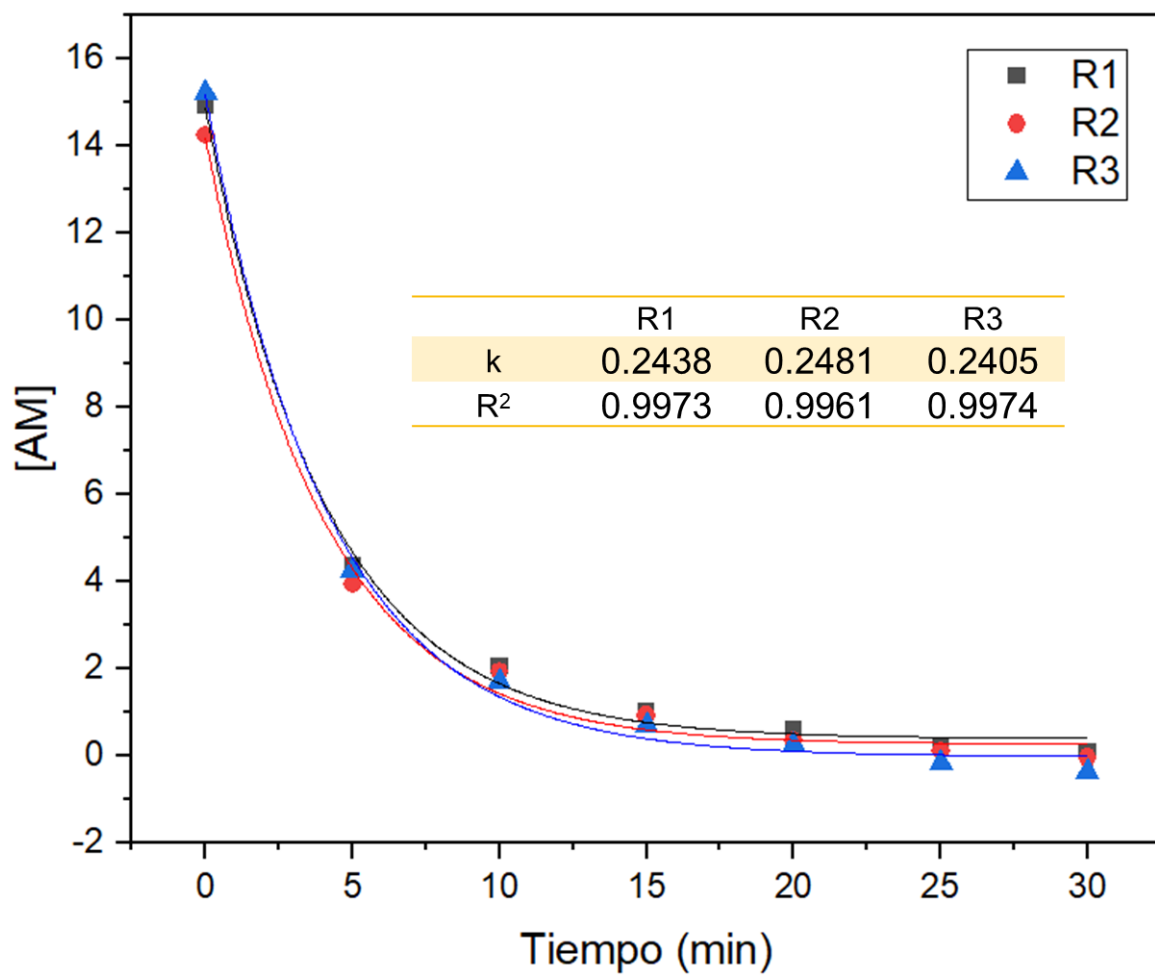


Figura 20. Ajuste cinético de pseudo primer orden no lineal para la decoloración de azul de metileno utilizando CA + UV, correspondiente a tres repeticiones experimentales (R1, R2 y R3).

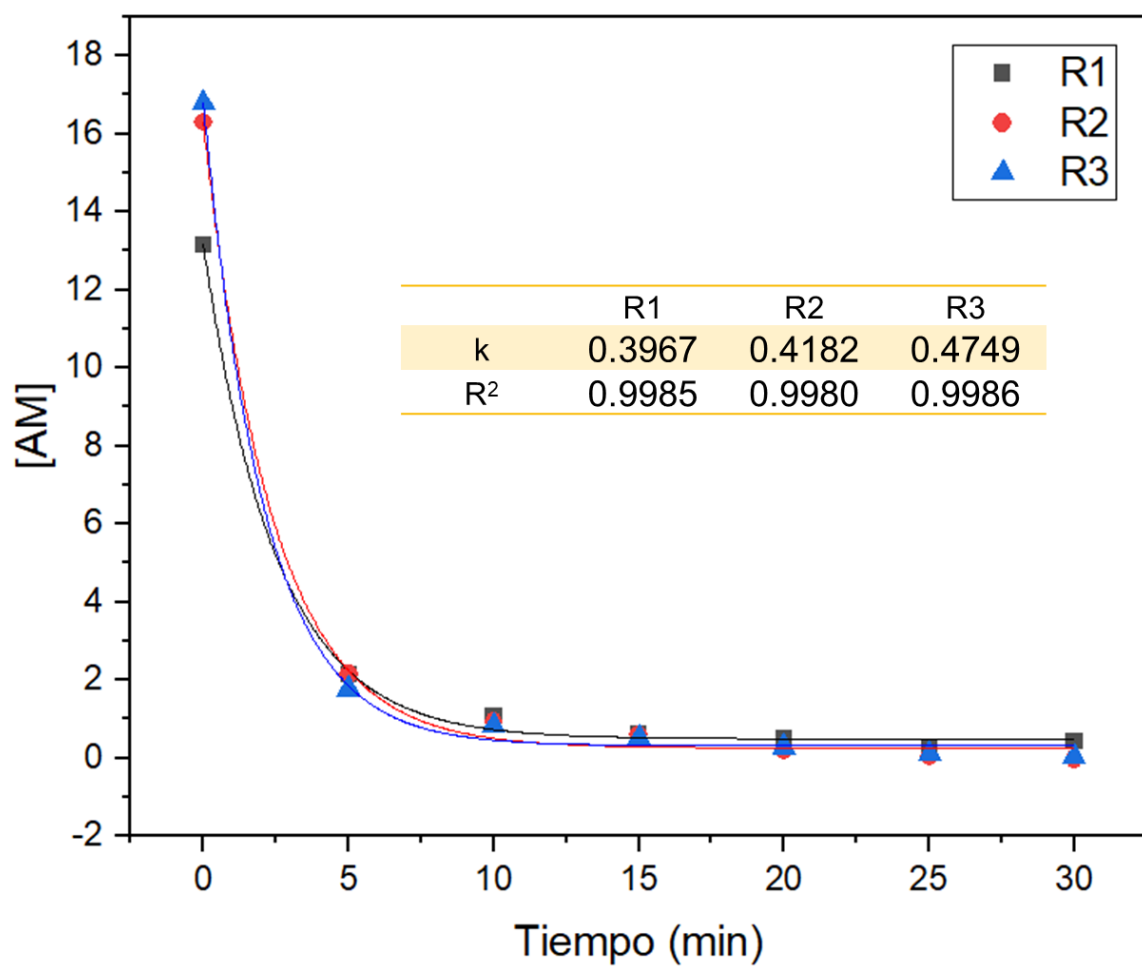


Figura 21. Ajuste cinético de pseudo primer orden no lineal para la decoloración de azul de metileno utilizando CA/Fe, correspondiente a tres repeticiones experimentales (R1, R2 y R3).

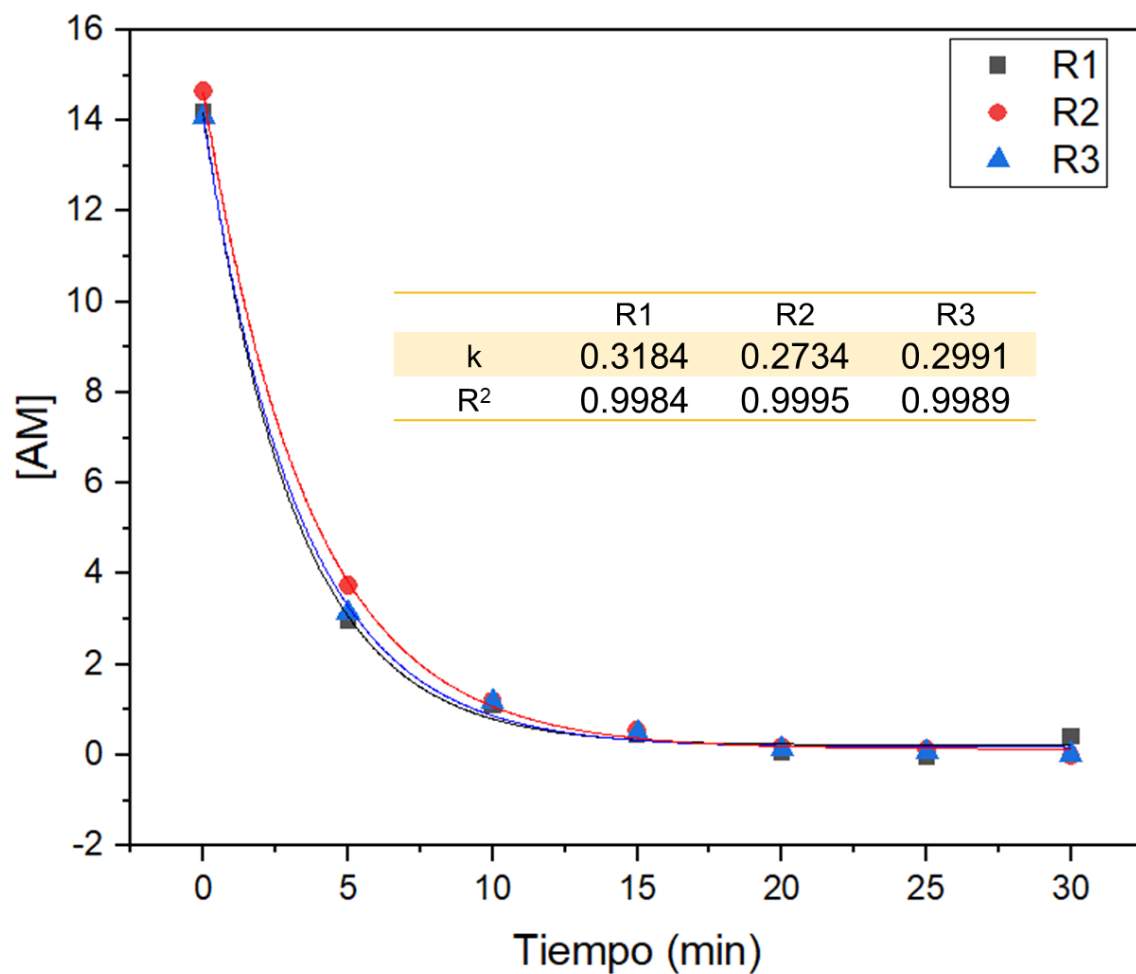


Figura 22. Ajuste cinético de pseudo primer orden no lineal para la decoloración de azul de metileno utilizando CA/Fe + UV, correspondiente a tres repeticiones experimentales (R1, R2 y R3).

X. 4. Anexo 4. Curva de calibración para sulfametoxazol

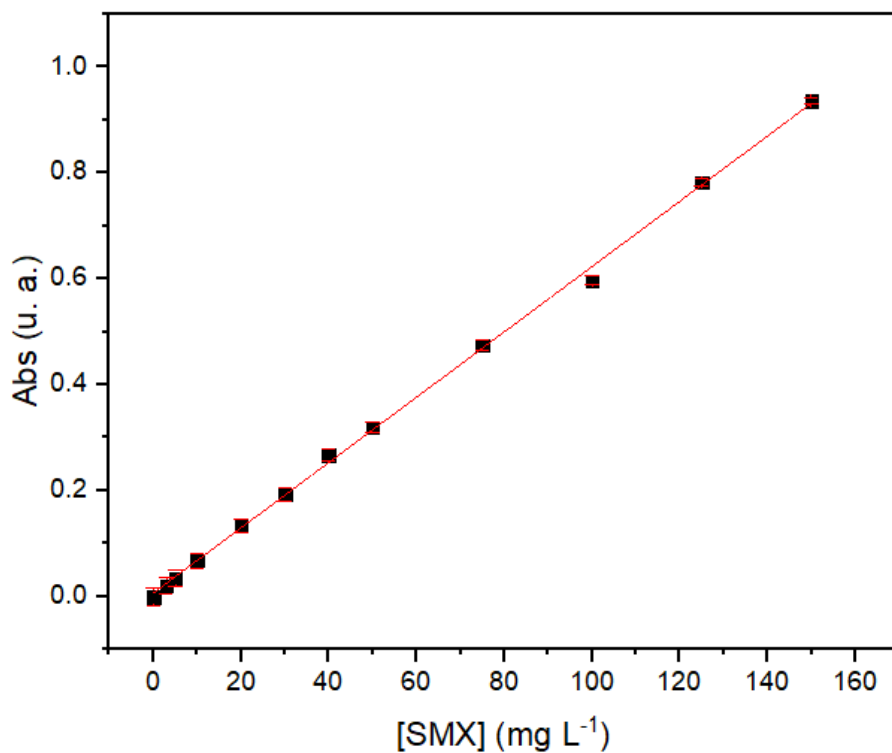


Figura 23. Curva de calibración para sulfametoxazol obtenida mediante espectrofotometría UV-Vis ($\lambda = 267$ nm).