



Universidad Autónoma de Querétaro

Facultad de Química

Degradación de amoxicilina en aguas residuales domésticas mediante un proceso foto

Fenton acoplado a un reactor biológico de lecho fijo

Tesis

Que como parte de los requisitos para obtener el grado de

Maestro en Ciencia y Tecnología Ambiental

Presenta

Q.F.B. María del Rocío Duarte Martínez

Dirigido por:

Dr. José Alberto Rodríguez Morales

Querétaro, Qro. Agosto 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

Degradación de amoxicilina en aguas residuales domésticas mediante un proceso foto Fenton acoplado a un reactor biológico de lecho fijo

Tesis

Que como parte de los requisitos para obtener el grado de

Maestro en Ciencia y Tecnología Ambiental

Presenta

Q.F.B. María Del Rocío Duarte Martínez

Dirigido por:

Dr. José Alberto Rodríguez Morales

Dr. José Alberto Rodríguez Morales

Presidente

Dr. Juan Campos Guillén

Secretario

Dr. Aldo Amaro Reyes

Vocal

Dra. Vanessa Vallejo Becerra

Suplente

Dr. Héctor Paul Reyes Pool

Suplente

Centro Universitario, Querétaro, Qro. México. Agosto 2026.

Dedicatoria

A mi abuelita, por ser una fuente de amor, fortaleza y enseñanzas que han acompañado mi vida. Gracias por cada palabra, cada abrazo y cada recuerdo que permanece conmigo. Este logro también lleva una parte de ti, porque los valores que me transmitiste me impulsaron a seguir adelante y alcanzar mis metas.

A Nuty, mi compañera fiel, por regalarme 13 años de amor incondicional, alegría y compañía. Aunque ya no estás a mi lado, tu recuerdo permanecerá siempre conmigo. Gracias por acompañarme durante una etapa tan importante de mi vida y por ser ese pequeño refugio de cariño en los momentos difíciles.

Agradecimientos

En primer lugar, agradezco a Dios por brindarme la fortaleza, paciencia y perseverancia necesarias para culminar esta etapa de mi formación profesional.

A mis papás Genoveva y Enrique y hermanas, Karla y Lupis, gracias por su amor incondicional, apoyo constante y por ser mi mayor fuente de motivación durante este camino. Gracias por creer en mí incluso en los momentos de mayor dificultad y por acompañarme en cada paso hasta alcanzar esta meta.

A mis mascotas, por brindarme su amor incondicional, compañía y alegría durante este camino.

A mi director de tesis, el Dr. José Alberto Rodríguez Morales por su paciencia y apoyo y por compartir su conocimiento conmigo, por confiar en mí para trabajar en este proyecto.

A mis compañeros y amigos, gracias por su apoyo, compañía y por hacer más llevadero este proceso. Cada conversación, consejo y momento compartido formó parte importante de esta experiencia.

A mis profesores, mi más sincero agradecimiento por compartir sus conocimientos, por su orientación y por contribuir a mi crecimiento académico y profesional. Sus enseñanzas fueron fundamentales para el desarrollo de este trabajo.

A la Universidad Autónoma de Querétaro brindarme la oportunidad de formar parte de esta institución y por proporcionarme las herramientas necesarias para mi formación académica y profesional.

A la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI) por el apoyo otorgado durante mi formación académica, el cual permitió la realización de mis estudios de posgrado y el desarrollo de este proyecto de investigación bajo la beca número 2047714.

Finalmente, agradezco a mí misma por la dedicación, el esfuerzo y la constancia que me permitieron llegar hasta este punto.

INDICE GENERAL

Índice de cuadros.....	iv
Índice de figuras.....	vi
Resumen	ix
Abstract.....	x
1. INTRODUCCIÓN	1
2. ANTECEDENTES	3
2.1 Contaminación del agua	3
2.2 Contaminantes de preocupación emergente	4
2.2.1 Antibióticos	8
2.2.2 Amoxicilina	10
2.3 Consecuencias de la amoxicilina en el ambiente y la salud humana	14
2.4 Tratamiento de agua residual	15
2.4.1 Procesos avanzados de oxidación	18
2.4.2 Proceso Fenton	20
2.5 Eliminación de amoxicilina mediante procesos avanzados de oxidación	22
2.6 Procesos Fenton acoplados a tratamientos biológicos.....	24
3. HIPÓTESIS	26
4. OBJETIVOS	26
4.1 Objetivo general.....	26
4.2 Objetivos Específicos	26
5. METODOLOGÍA.....	27
5.1 Sitio de estudio	27
5.2 Toma de muestra.....	27
5.3 Caracterización inicial del agua residual doméstica	27

5.4 Determinación de AMX en agua residual doméstica	28
5.4.1 Preparación de la muestra	28
5.4.2 Condiciones cromatográficas	28
5.4.3 Preparación del estándar de amoxicilina y curva de calibración por HPLC-DAD.....	29
5.4.4 Curva de calibración por UV-Vis	29
5.5 Construcción del reactor biológico.....	29
5.6 Acondicionamiento del reactor biológico de lecho fijo	33
5.7 Evaluación de la remoción de AMX en el reactor biológico de lecho fijo	37
5.8 Evaluación del proceso foto Fenton para la degradación de AMX	37
5.8.1 Sistema foto Fenton	37
5.8.2 Determinación de la sal de hierro más eficiente para el proceso foto Fenton	38
5.8.3 Determinación de AMX y Demanda Química de Oxígeno	39
5.9 Evaluación de la eliminación de AMX mediante el sistema acoplado.....	39
5.9.1 Determinación de las condiciones óptimas del proceso foto Fenton	39
5.9.2 Evaluación del tren de tratamiento biológico-foto Fenton.....	40
5.10 Diseño experimental y análisis estadístico	40
6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	42
6.1 Caracterización físicoquímica del agua residual doméstica.....	42
6.2.1 Curva de Calibración por HPLC para AMX	43
6.3 Parámetros físicoquímicos del afluente y efluente.....	47
6.4 Superficie de contacto entre lecho fijo y biomasa.....	49
6.5 Coeficientes biocinéticos	51
6.6 Eliminación de AMX en agua residual doméstica mediante reactor biológico de lecho fijo	54
6.7 Influencia de la sal de hierro en la eficiencia del proceso foto Fenton para la eliminación de AMX.....	61
6.8 Acoplamiento del reactor biológico de lecho fijo con el sistema foto Fenton	64

6.8.1 Optimización de las condiciones del proceso foto Fenton para la eliminación de AMX.....	64
6.8.2 Evaluación del sistema acoplado reactor biológico–foto Fenton en la eliminación de AMX.....	69
6.9 Caracterización del efluente obtenido mediante el sistema acoplado reactor biológico–foto Fenton	75
7. CONCLUSION Y PERSPECTIVAS.....	78
8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	80

Índice de cuadros

Cuadro 1. Principales contaminantes de preocupación emergente y sus efectos adversos (Rout et al., 2021).....	5
Cuadro 2. Clasificación de antibióticos de acuerdo a su estructura molecular (Iwu et al., 2020; Pancu et al., 2021).	9
Cuadro 3. Características de la AMX (NCBI,2025).....	11
Cuadro 4. Presencia de AMX en distintos cuerpos de agua.	13
Cuadro 5. Toxicidad de AMX en diferentes organismos acuáticos (Sodhi et al., 2021).....	15
Cuadro 6. Diseño experimental factorial 2^3	41
Cuadro 7 . Caracterización fisicoquímica del agua residual doméstica del CA-UAQ de acuerdo a NOM-001-SEMARNAT-2021.	42
Cuadro 8. Parámetros del agua residual y agua tratada mediante el reactor biológico de lecho fijo en la etapa de acondicionamiento.	47
Cuadro 9. Medidas y áreas de las botellas empleadas en la construcción del reactor	51
Cuadro 10. Valores de DQO soluble y solidos suspendidos en afluente y efluente.	52
Cuadro 11. Constantes biocinéticas del reactor biológico de lecho fijo	53
Cuadro 12. Valores de absorbancia obtenidos para la construcción de la curva de calibración de AMX.	54
Cuadro 13. Porcentaje de eliminación de AMX mediante el reactor biológico de lecho fijo determinado por espectroscopía UV-Vis.	55
Cuadro 14. Prueba t de Student para muestras pareadas en la comparación de AMX inicial y final del tratamiento mediante reactor biológico de lecho fijo.	56
Cuadro 15. Prueba t de Student para muestras pareadas en la comparación de DQO inicial y final del tratamiento mediante reactor biológico de lecho fijo.	56
Cuadro 16. Caracterización del agua tratada por RBLF conforme a NOM-001-SEMARNAT-2021.....	60

Cuadro 17. Comparación de la eficiencia de diferentes sales de hierro para la eliminación de AMX y DQO evaluada mediante espectroscopía UV-Vis.....	61
Cuadro 18. Comparación de la eliminación de AMX entre dos sales de hierro mediante la prueba t de Student para muestras independientes.	62
Cuadro 19. Comparación de la eliminación de DQO entre dos sales de hierro mediante la prueba t de Student para muestras independientes.	64
Cuadro 20. Resultados del diseño factorial 2 ³ para la eliminación de AMX.....	65
Cuadro 21. Análisis de varianza de los efectos principales e interacciones del diseño factorial 2 ³ sobre la eficiencia de remoción de AMX.....	68
Cuadro 22. Porcentaje de eliminación de AMX durante el acoplamiento del reactor biológico de lecho fijo con el proceso foto Fenton.	70
Cuadro 23. Porcentaje de eliminación de DQO durante el acoplamiento del reactor biológico de lecho fijo con el proceso foto Fenton.	70
Cuadro 24. Caracterización del efluente tratado mediante el sistema acoplado reactor biológico de lecho fijo–foto Fenton conforme a la NOM-001-SEMARNAT-2021.....	76

Índice de figuras

Figura 1. Estructura química de AMX (Drugbank, 2024).	12
Figura 2. Esquema de reactor biológico.	31
Figura 3. Reactor biológico de lecho fijo con sistema de difusión ubicado en la parte inferior.....	32
Figura 4. Ensamblaje de botellas PET utilizadas en el reactor biológico.	32
Figura 5. Configuración final del reactor biológico posterior a la inoculación con lodos.	33
Figura 6. Descomposición geométrica de la botella de PET.....	34
Figura 7. Esquema del cono trunco.	34
Figura 8. Esquema del cilindro.....	35
Figura 9. Esquema del reactor para el proceso foto Fenton solar.	38
Figura 10 Cromatograma del estándar de AMX en el intervalo de concentración de 0–10 mg/L empleado para la construcción de la curva de calibración por HPLC. .	44
Figura 11 Curva de calibración de amoxicilina (AMX) obtenida mediante HPLC-DAD en el intervalo de concentración de 0–10 mg/L.....	45
Figura 12 Cromatograma obtenido por HPLC- DAD en donde no se observa el pico característico de la AMX.	46
Figura 13. Agua residual que entra al reactor biológico (a), agua tratada después de 8 horas (b) y después 12 horas (c).	48
Figura 14. Lodos adheridos en el soporte PET.....	50
Figura 15. Curva de calibración para la determinación de AMX mediante espectroscopía UV- Vis.	55
Figura 16. Cromatograma de AMX obtenido mediante HPLC después del tratamiento con el reactor biológico de lecho fijo.	57
Figura 17. Comparación del efluente del reactor biológico de lecho fijo con adición de AMX (a) y sin adición de AMX (b).	58
Figura 18. Cromatograma obtenido mediante HPLC del tratamiento foto Fenton utilizando cloruro férrico.....	63

Figura 19. Cromatograma obtenido mediante HPLC del tratamiento foto Fenton utilizando sulfato ferroso.	63
Figura 20. Gráfica de cubos de porcentaje de eliminación de AMX.....	66
Figura 21. Cromatograma obtenido mediante HPLC de las mejores condiciones del diseño factorial 2^3	67
Figura 22. Diagrama de Pareto de efectos estandarizados.	69
Figura 23. Cromatograma de HPLC correspondiente a la muestra antes del tratamiento con el sistema acoplado.....	71
Figura 24. Cromatograma de HPLC correspondiente a la muestra después del tratamiento con el sistema acoplado.....	72

DECLARACIÓN 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 dio reconocimiento a cualquier colaboración o cita textual presentadas en el documento.

Resumen

Los contaminantes de preocupación emergente (CPE), como los fármacos, representan una creciente problemática ambiental. Entre ellos, los antibióticos destacan por su uso masivo en medicina humana y veterinaria. Dentro de estos, la amoxicilina (AMX), uno de los más prescritos, se excreta en un 80 % sin metabolizar, por lo cual es frecuentemente encontrada en efluentes. Su persistencia favorece la propagación de bacterias resistentes y causa toxicidad en organismos acuáticos. Los tratamientos convencionales de aguas residuales resultan inefficientes para eliminar la AMX. Como alternativa, se encuentran los procesos avanzados de oxidación (PAO), los cuales generan radicales hidroxilo ($^{\circ}\text{OH}$), de alta capacidad oxidante, que degradan este tipo de compuestos. El objetivo de este estudio fue evaluar el proceso foto Fenton acoplado a un reactor biológico de lecho fijo para la degradación de AMX en aguas residuales domésticas proveniente de la planta de tratamiento número 4 del Campus Aeropuerto de la UAQ (CA-UAQ). Se diseñó un reactor biológico de 90 L con soporte de tereftalato de polietileno (PET) para formar biopelículas microbianas. La generación de radicales $^{\circ}\text{OH}$ se realizó mediante foto Fenton con luz solar ($950\text{-}990\text{ W/m}^2$). Se evaluó el tiempo de recirculación (30 y 60 min), y las concentraciones de H_2O_2 (100 y 200 mg/L) y FeCl_3 (20 y 50 mg/L) en la degradación de AMX. La concentración de AMX se determinó por espectroscopía UV-Vis y cromatografía líquida de alta resolución con Detector de Arreglo de Diodos (HPLC-DAD). Los resultados mostraron que el sistema biológico acoplado al foto Fenton alcanzó una eliminación de AMX mayor al 94.8 % en condiciones óptimas (30 min de recirculación, 100 mg/L de H_2O_2 y 20 mg/L de FeCl_3). Además, el soporte de PET permitió una biopelícula estable, contribuyendo a una disminución de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) en un 92 %. Por lo tanto, el acoplamiento representa una alternativa prometedora para el tratamiento de aguas contaminadas con AMX.

Palabras clave: Contaminación del agua, antibióticos, procesos avanzados de oxidación.

Abstract

Emerging contaminants (EC), such as pharmaceuticals, represent a growing environmental concern. Among them, antibiotics stand out due to their widespread use in both human and veterinary medicine. Amoxicillin (AMX), one of the most commonly prescribed antibiotics, is excreted up to 80% unmetabolized and is therefore frequently detected in wastewater effluents. Its persistence promotes the spread of antibiotic-resistant bacteria and causes toxicity in aquatic organisms. Conventional wastewater treatment processes are often ineffective in removing AMX. As an alternative, Advanced Oxidation Processes (AOPs) have been proposed, as they generate hydroxyl radicals ($^{\circ}\text{OH}$), highly reactive species capable of degrading these compounds. The objective of this study was to evaluate a photo-Fenton process coupled with a fixed-bed biological reactor for the degradation of AMX in domestic wastewater obtained from Wastewater Treatment Plant No. 4 at the Airport Campus of the Autonomous University of Querétaro (UAQ). A 90 L biological reactor was designed using PET as support material to promote microbial biofilm formation. Hydroxyl radicals ($^{\circ}\text{OH}$) were generated through a solar photo-Fenton process under solar irradiation ranging from 950 to 990 W/m². The effects of recirculation time (30 and 60 min), H₂O₂ concentration (100 and 200 mg/L), and FeCl₃ concentration (20 and 50 mg/L) on AMX degradation were evaluated. AMX concentration was determined by UV-Vis spectroscopy and High-Performance Liquid Chromatography (HPLC). The results showed that the biological system coupled with the photo-Fenton process achieved AMX removal efficiencies greater than 94.8% under optimal conditions (30 min recirculation time, 100 mg/L H₂O₂, and 20 mg/L FeCl₃). Furthermore, the PET support enabled the development of a stable biofilm, contributing to a 92% reduction in Chemical Oxygen Demand (COD). Therefore, this coupled system represents a promising alternative for the treatment of wastewater contaminated with AMX.

Keywords: Water pollution, antibiotics, advanced oxidation processes

1. INTRODUCCIÓN

El agua es un recurso esencial para los seres vivos y desempeña un papel clave en la economía, debido a que se emplea en actividades industriales, agrícolas, urbanas y recreativas. Sin embargo, el crecimiento demográfico y la expansión económica han incrementado su contaminación, la cual se define como el deterioro de su calidad por agentes químicos, físicos o biológicos. En este contexto, han cobrado relevancia los contaminantes de preocupación emergente (CPE), que son compuestos cuya presencia en el ambiente pueden generar efectos adversos incluso a concentraciones muy bajas (ng/L). Aunque no son nuevos, su importancia radica en su potencial de bioacumulación y en la ausencia de regulación. Entre los principales CPE se encuentran los productos de cuidado personal, los disruptores endocrinos y los fármacos.

Los CPE que generan mayor preocupación, se encuentran los antibióticos pertenecientes a la familia de los betalactámicos, los cuales representan alrededor de un 13 % del consumo diario. Dentro de esta familia destaca la amoxicilina (AMX), un antibiótico semisintético del tipo penicilina, que además de ser utilizada para tratar diversas infecciones humanas, también tiene aplicaciones veterinarias y se emplea como promotor de crecimiento en peces y ganado.

La principal vía de entrada de la AMX al ambiente es a través de las aguas residuales, esto es debido a que este antibiótico presenta un alto porcentaje de excreción urinaria (80 %). Aunado a esto, su estructura química y solubilidad, junto con su amplio consumo, contribuyen a que la AMX sea uno de los CPE más persistentes en el medio. Por lo que el abuso en el consumo de la AMX y la continua descarga de aguas residuales sin un tratamiento adecuado ha contribuido a la generación de genes de resistencia a antibióticos (GRA) y bacterias resistentes a los antibióticos (BRA).

Sumado a esto, la AMX tiene la capacidad de biomagnificarse en la cadena alimentaria además de ser tóxica para ciertos organismos acuáticos no blanco tales como el pez *Oryzias latipes* y el alga *Synechococcus leopoliensis*.

Con base en lo anterior, los tratamientos convencionales para aguas residuales resultan ineficientes en la eliminación de AMX, por lo que se ha propuesto como alternativa el uso de los procesos avanzados de oxidación (PAO). En este contexto, el proceso foto Fenton, utilizando la luz solar, se considera una opción eficaz para eliminar compuestos orgánicos persistentes a través de la generación de radicales hidroxilo ($^{\circ}\text{OH}$), los cuales reaccionan de manera no selectiva con dichos compuestos, favoreciendo su mineralización. Por ello, el objetivo de este trabajo fue evaluar la degradación de AMX en aguas residuales domésticas mediante un proceso foto Fenton utilizando luz solar, acoplado a un reactor biológico de lecho fijo.

2. ANTECEDENTES

2.1 Contaminación del agua

El agua es un recurso natural imprescindible para vida. La síntesis y estructura de componentes celulares, así como el transporte de nutrientes dependen del agua (Ortega Ramírez & Sánchez Rodríguez, 2021).

Si bien el agua cubre tres cuartos de la superficie de la tierra, sólo el 2.8 % del agua disponible es agua dulce (Moradi et al., 2020). Esta se distribuye en tres principales reservorios. La mayor proporción corresponde a la criosfera, que concentra alrededor del 68.5 % del total, principalmente en glaciares y capas de hielo. El resto (aproximadamente 31 %) se encuentra en sistemas terrestres, como ríos y lagos, además de la humedad del suelo; sin embargo, gran parte de esta fracción está almacenada como agua subterránea en acuíferos (Stephens et al., 2020).

A pesar de esta distribución, el agua superficial es considerada como fuente de suministro público en muchas regiones del mundo (Szekeres et al., 2018). Por lo tanto, el agua además de ser indispensable para la vida juega un papel muy importante en la economía ya que es utilizada en la industria, generación de electricidad, agricultura, uso urbano y en actividades recreativas (Morseletto et al., 2022).

Actualmente, con el crecimiento poblacional y el desarrollo de la economía, la contaminación del agua se ha vuelto un problema mundial (Du Plessis, 2022). Dicha contaminación ocurre cuando componentes químicos, físicos o biológicos deterioran la calidad de este recurso (Schweitzer & Noblet, 2018). Así mismo, la mala gestión y el incremento en la población ha generado que la contaminación del agua vaya en aumento, provocando efectos en la salud y reduciendo la calidad de vida (CONAGUA, 2023). De igual manera la diversidad biológica en los diversos cuerpos de agua se ve amenazada (Kılıç, 2020).

En este contexto podemos definir a los contaminantes convencionales como aquellos cuyos límites permisibles están establecidos y cuyos efectos sobre la salud y los ecosistemas han sido reportados. Entre ellos se incluyen metales pesados (como plomo, cadmio y mercurio), metaloides (como arsénico y selenio), nutrientes (nitritos y fosfatos) y compuestos orgánicos como aceites e hidrocarburos aromáticos policíclicos (Ahamad et al., 2020).

Asimismo, la principal fuente de contaminación deriva de las actividades antropogénicas, como subproductos de la industria y la agricultura; además de la inadecuada eliminación de productos de cuidado personal y farmacéuticos (S. Sharma & Bhattacharya, 2017).

2.2 Contaminantes de preocupación emergente

En la actualidad existen diversas sustancias de origen sintético esenciales para la sociedad como los productos de cuidado personal, cosméticos, insecticidas, y medicamentos; por lo tanto, se estima que entre 80,000 y 100,000 sustancias químicas circulan en el ambiente y cada año se generan alrededor de 1,500 sustancias químicas nuevas (Ziembowicz & Kida, 2022).

En este contexto una nueva clase de contaminantes ha llamado la atención: los CPE, los cuales son sustancias, en su mayoría de origen antropogénico que no se encuentran reguladas en el ambiente a pesar de que pueden causar efectos tóxicos (Khan et al., 2023; Morin-Crini et al., 2022).

De manera general los CPE se engloban en tres categorías: contaminantes verdaderamente nuevos, contaminantes que ya se encontraban en el medio (aunque sus efectos aún se están conociendo) y finalmente, los contaminantes que ya se conocían, pero representan nuevos efectos tóxicos (Khan et al., 2023).

Otra clasificación de los CPE se basa en su uso, por ejemplo, productos farmacéuticos, productos de cuidado personal y de belleza, productos de

desinfección, y químicos industriales como los plaguicidas (Abdulrazaq et al., 2021). En el Cuadro 1 se enlistan los principales CPE, así como sus efectos adversos.

Cuadro 1. Principales contaminantes de preocupación emergente y sus efectos adversos (Rout et al., 2021).

Contaminantes de preocupación emergente	Efectos adversos que producen
Antibióticos	Resistencia microbiana, alteración de la estructura de la comunidad microbiana y disminución de algas
Fragancias	Estrés oxidativo en el pez dorado, en humanos daños en el sistema nervioso
Retardantes de fuego	Alteran la actividad hormonal, reproducción y fertilidad
Disruptores endocrinos	Interfieren en el sistema endocrino, feminización en hombres y defectos de nacimiento y desarrollo
Antiinflamatorios	Alteración en las branquias de la trucha arcoíris Riesgo de úlcera gastrointestinal y enfermedad renal
Beta bloqueadores	La reproducción y crecimiento de peces es afectada y altera los ciclos de respiración en trucha
Hidrocarburos poliaromáticos	Efectos cancerígenos
Sustancias perfluoroalquiladas	Enfermedades tiroideas, reducción en respuesta a vacunas y daño hepático
Nanomateriales	Afectación del sistema respiratorio
Hormonas	Masculinización en hembras y feminización en machos, reducción de fertilidad en peces

Los CPE pueden llegar al ambiente mediante varias vías, por ejemplo, la agricultura y acuicultura son fuentes importantes de CPE en particular de antibióticos y hormonas. Sin embargo, la mayoría de los CPE encontrados en cuerpos de agua provienen de las actividades diarias de los humanos (Noguera-Oviedo & Aga, 2016). En donde los efluentes de las plantas de tratamiento de agua residual (PTAR) son el principal punto de entrada de CPE al ambiente, a consecuencia de la ineficiencia en los tratamientos convencionales en estas plantas (Rodríguez-Narvaez et al., 2017; Yadav et al., 2021).

Estos contaminantes, suelen encontrarse en concentraciones de ng/L o µg/L (Rout et al., 2021) por lo que, los avances en química analítica han permitido su detección gracias a técnicas cromatográficas (Khan et al., 2023).

A pesar de que los CPE se encuentran en concentraciones muy bajas, el problema radica en su capacidad de bioacumulación (Manivannan et al., 2022). Los organismos acuáticos pueden acumular estos contaminantes a través de la bioconcentración (la cual ocurre cuando un organismo absorbe una sustancia del medio a través de las vías respiratoria y dérmica) o mediante biomagnificación (Previšić et al., 2020). Dentro de los factores biológicos que influyen en la absorción de CPE por los organismos acuáticos se incluyen: ciclo de vida, tipo de alimentación, hábitat y estrategia de reproducción (Rodríguez-Mozaz et al., 2015).

La medición de la bioacumulación es un aspecto clave dentro de la evaluación de los riesgos, pues permite determinar el impacto potencial de los CPE en el medio (Gómez-Regalado et al., 2023), en este contexto los peces han sido objeto de estudio para el monitoreo de la bioacumulación de CPE debido a su papel en la cadena trófica y su ubicuidad (Rodríguez-Mozaz et al., 2015).

Como resultado de la continua entrada de CPE en los ambientes acuáticos, una gran variedad de organismos que habitan en estos ecosistemas quedan expuestos a dichos contaminantes (Rodríguez-Mozaz et al., 2015). Por lo tanto, los CPE se han asociado a un impacto nocivo para el ambiente y para la salud. Por ejemplo, los

productos farmacéuticos diseñados para provocar una respuesta en un organismo, pueden provocar esa misma respuesta en organismos no objetivo después de una prolongada exposición (Khan et al., 2022).

Estos productos farmacéuticos han mejorado significativamente la calidad de vida, por lo que, el aumento poblacional ha conducido a un consumo elevado de medicamentos para tratar enfermedades mayoritariamente crónicas o relacionadas con el envejecimiento (Anand et al., 2022).

Sin embargo, este incremento en el consumo también ha generado un aumento en el vertido de estos productos en el medio (González-Peña et al., 2021). Además, los fármacos pueden sufrir biomagnificación distribuyéndose a lo largo de la cadena alimentaria e incluso pueden regresar al organismo por otras vías, debido a que un gran porcentaje de los fármacos no son metabolizados completamente (Georgin et al., 2023).

Un estudio examinó los factores de magnificación trófica de algunos antibióticos y reveló la biomagnificación de las sulfonamidas en la red alimentaria marina de la bahía de Laizhou (Hu et al., 2023). Sin embargo, los estudios sobre la transferencia trófica de productos farmacéuticos son muy limitados, aunque existe una tendencia que indica que los organismos de posición trófica menor son más propensos a bioacumular estos fármacos.

Lo anterior se explica por el hecho de que los organismos de nivel superior tienen una mayor capacidad para metabolizar estas sustancias (Gómez-Regalado et al., 2023).

A nivel mundial los fármacos y sus metabolitos han sido detectados en ambientes acuáticos y su origen proviene de efluentes urbanos (hospitales y hogares), agrícolas, ganaderos y de industrias farmacéuticas (Anand et al., 2022). En particular, los efluentes de aguas residuales provenientes de las plantas de fabricación de antibióticos son los más vigilados en el mundo (Hernández-Tenorio, 2023).

2.2.1 Antibióticos

Los antibióticos son compuestos naturales, semisintéticos y sintéticos con actividad biológica, que actúan sobre el metabolismo de las bacterias inhibiendo o eliminando su crecimiento. La mayoría de los antibióticos son metabolizados en un 25 % y el resto es excretado de manera inalterada a través de la orina y heces (Langbehn et al., 2021; Phoon et al., 2020).

En los últimos años, el consumo mundial de antibióticos ascendió rápidamente (Phoon et al., 2020). Por ejemplo, la pandemia causada por el virus SARS-Cov-2 jugó un papel relevante en este incremento, a pesar de que el COVID-19 tiene su origen viral, los antibióticos fueron administrados para tratar las coinfecciones bacterianas (Langbehn et al., 2021).

Sin embargo, su uso no se limita a tratar enfermedades humanas, también se utilizan en veterinaria, agricultura y en la cría de animales como promotores de crecimiento (Iwu et al., 2020; H. Wang et al., 2021).

Los antibióticos se clasifican de diferentes maneras: de acuerdo a su espectro de actividad, modo de acción y estructura molecular; por lo que los antibióticos dentro de la misma clase estructural presentan un patrón similar respecto a su efectividad y toxicidad (De Ilurdoz et al., 2022; Hutchings et al., 2019).

Así mismo, basado en su estructura podemos clasificarlos en las siguientes familias: betalactámicos, macrólidos, tetraciclinas, quinolonas, aminoglucósidos, sulfonamidas, glicopéptidos y oxazolidinonas (Etebu & Ariekpar, 2016; Yang et al., 2021). En el Cuadro 2 se presenta la clasificación de los antibióticos con base en su estructura química y sus ejemplos más representativos.

Cuadro 2. Clasificación de antibióticos de acuerdo a su estructura molecular (Iwu et al., 2020; Pancu et al., 2021).

Familia	Ejemplos representativos
β -lactámicos	Penicilinas (amoxicilina), cefalosporinas, carbapenémicos, monobactámicos
Macrólidos	Eritromicina, azitromicina, claritromicina
Tetraciclinas	Tetraciclina, doxiciclina
Aminoglucósidos	Gentamicina, amikacina, estreptomicina
Quinolonas	Ciprofloxacino, levofloxacino
Sulfonamidas	Sulfametoxazol
Glicopéptidos	Vancomicina, teicoplanina
Oxazolidinonas	Linezolid

La entrada de antibióticos al ambiente ocurre cuando, después de su ingesta y metabolismo, estos son excretados y sus residuos terminan en las PTAR, las cuales no son capaces de eliminarlos, por lo que se vierte el efluente contaminando al suelo y a cuerpos de agua (De Ilurdoz et al., 2022; Langbehn et al., 2021).

Como consecuencia, los antibióticos una vez que ingresan al ambiente plantean un riesgo, debido a su toxicidad y persistencia, ejemplo de ello es la inhibición del crecimiento de las algas verdes por la presencia de tetraciclinas (Lyu et al., 2020). Incluso, se ha reportado que la exposición a niveles bajos del orden de ng/L muestra impactos significativos, sobre todo si se administró sin necesidad (Zainab et al., 2020).

La presencia de antibióticos no solo tiene consecuencias ambientales, también representa un problema de salud pública debido a que estos fármacos en el medio promueven la generación de GRA y BRA (Anh et al., 2021). Por lo que, el uso inadecuado y excesivo, además de la continua descarga de aguas residuales sin un

tratamiento correcto, contribuye de manera significativa a la diseminación de GRA y BRA (Santos et al., 2024; Yang et al., 2021).

Además, las concentraciones de antibióticos presentes en cuerpos de agua se han relacionado con el ingreso económico, en donde países de bajos ingresos presentan concentraciones más altas debido a la deficiencia en el tratamiento de aguas residuales (Yang et al., 2021).

En los últimos años la familia de los betalactámicos se encuentra entre los antibióticos más utilizados, con un promedio del 13 % de consumo diario (Guironnet et al., 2022). Dentro de esta familia destacan los antibióticos semisintéticos del tipo penicilina, los cuales se caracterizan por la presencia de un grupo amino adicional en su estructura, entre ellos se encuentran la ampicilina, bacampicilina, metampicilina y AMX, siendo esta última la de mayor consumo (Sodhi et al., 2021).

2.2.2 Amoxicilina

La AMX es una penicilina semisintética perteneciente a la familia de los betalactámicos (Hrioua et al., 2021), y es considerada como un “antibiótico de acceso básico” de acuerdo a la Organización Mundial de la Salud, suele utilizarse sola o en combinación con el ácido clavulánico (Huttner et al., 2020).

Dentro de las características de la AMX podemos destacar que es un sólido de color blanco, soluble en agua y en soluciones de hidróxidos y ácidos diluidos (NCBI,2025). Otras características se detallan en el Cuadro 3.

Cuadro 3. Características de la AMX (NCBI,2025).

Grupo farmacéutico	Antibiótico (penicilina)
Fórmula molecular	$C_{16}H_{19}N_3O_5S$
Masa molecular g/mol	365.4
Solubilidad mg/L	960
pKa	2.6
Log Kow	0.87
Constante Ley de Henry atm m ³ /mol	2.5×10^{-21}

La AMX presenta una solubilidad en agua de 960 mg/L, lo que favorece su permanencia y transporte en la fase acuosa hacia cuerpos de agua superficiales. Por otro lado, su coeficiente de partición octanol-agua ($\log Kow = 0.87$) indica una mayor afinidad por el agua que por fases orgánicas (Aryee et al., 2022).

Además, su constante de la Ley de Henry (2.5×10^{-21} atm·m³/mol) refleja una volatilidad prácticamente nula, por lo que no se transfiere a la fase gaseosa (NCBI,2025). En conjunto, estas propiedades fisicoquímicas explican su alta permanencia y presencia en el medio acuático.

En la Figura 1 se muestra la estructura química de la AMX, donde se puede apreciar el grupo hidroxilo que le confiere una mayor biodisponibilidad y actividad bactericida comparada con la ampicilina (Huttner et al., 2020).

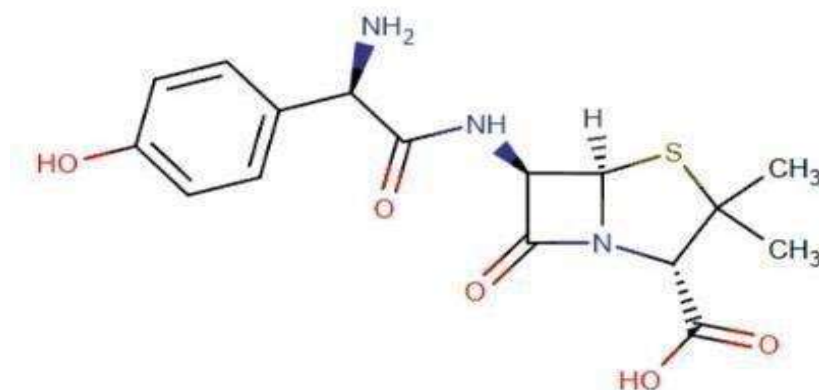


Figura 1. Estructura química de AMX (Drugbank, 2024).

La AMX tiene un espectro de actividad amplio, actuando frente a bacterias Gram negativas como Gram positivas (Asan & Seddiq, 2022). Entre las principales infecciones que son tratadas con AMX se encuentran: urinarias, cutáneas, respiratorias y gastrointestinales (Hrioua et al., 2021; Yazidi et al., 2020). Por ejemplo, la infección causada por *Helicobacter pylori* suele tratarse combinando AMX con omeprazol (Drugbank, 2024).

Así mismo, la AMX también es usada en veterinaria y como promotor de crecimiento en ganado y peces (Sodhi et al., 2021). Su administración es por vía oral y se encuentra disponible en diferentes presentaciones como tabletas de liberación inmediata y masticables, cápsulas y suspensión, así como en formulaciones combinadas con ácido clavulánico (Karunarathna et al., 2024; NCBI, 2025).

El mecanismo de acción de la AMX es mediante la unión e inactivación de la proteína transportadora de penicilina 1A, por lo que la síntesis de la pared celular es interrumpida finalizando en la lisis celular (NCBI. 2025; Hrioua et al., 2021). La AMX se excreta aproximadamente en un 80 % a través de la orina después de dos horas de su administración (Anastopoulos et al., 2020). Debido a esta alta excreción, la AMX es uno de los antibióticos que más se ha encontrado en aguas residuales (Rodríguez-Mozaz et al., 2020).

A nivel mundial, se ha detectado a la AMX en efluentes de PTAR, cuerpos de agua superficial y efluentes hospitalarios, tal como se muestra en el Cuadro 4, esto condujo a que la Unión Europea clasificará a la AMX como CPE (Georgin et al., 2023).

Cuadro 4. Presencia de AMX en distintos cuerpos de agua.

País	Cuerpo de agua	Concentración (ng/L)	Referencia
Italia	Efluentes de PTAR	120	Sodhi et al., 2021
Reino Unido	Aguas superficiales	245	Elizalde-Velázquez et al., 2016
Australia	Efluente hospitalario	900	Sodhi et al., 2021
Australia	Aguas sin tratar	280	Sodhi et al., 2021
Australia	Aguas superficiales	200	Elizalde-Velázquez et al., 2016
Australia	Efluente de PTAR	20	Sodhi et al., 2021
España	Aguas superficiales	200	Sodhi et al., 2021
España	Efluente hospitalario	900	Elizalde-Velázquez et al., 2016
España	Efluente urbano	1,970	Elizalde-Velázquez et al., 2016; Golchin et al., 2021
Irán	Afluente hospitalario	1,020	Golchin et al., 2021
China	Alcantarillado urbano	3,380	Sodhi et al., 2021
China	Estuario	786.40	Sodhi et al., 2021
China	Bahía	90.97	Sodhi et al., 2021
India	Acuíferos	180	Sodhi et al., 2021

2.3 Consecuencias de la amoxicilina en el ambiente y la salud humana

El principal efecto negativo de la AMX en cuerpos de agua es el fomento de BRA, incluso a concentraciones bajas (Verma & Haritash, 2019). Esto ocurre porque las bacterias expuestas a antibióticos en el ambiente pueden desarrollar resistencia, la cual se define como la capacidad que tienen las bacterias de resistir el efecto de un antibiótico al que antes eran susceptibles (Mutuku et al., 2022). Esta resistencia se adquiere principalmente por mutaciones genéticas o por la adquisición de GRA (Amarasiri et al., 2020).

Actualmente resistencia microbiana se ha convertido en una de las mayores amenazas para la salud pública y la economía. Se estima que causa 700,000 muertes anuales (Hou et al., 2023). Incluso se prevé que para 2050 será la principal causa de muerte en el mundo, provocando 10 millones de muertes al año, además de una pérdida económica de 100 billones de dólares (Murray et al., 2021).

Sumado a esto, la exposición frecuente a los antibióticos pertenecientes a la familia de los betalactámicos, como la AMX, pueden provocar reacciones alérgicas en humanos (Elizalde-Velázquez et al., 2016). Así mismo, la AMX tiene la capacidad de biomagnificarse en la cadena alimentaria, lo que causa un daño en los organismos que se encuentran en las zonas de su captación (Aryee et al., 2022). Un ejemplo de esto es la bioacumulación de AMX en los tejidos de los peces, los cuales, al ser consumidos, pueden provocar alergia en los humanos (Sodhi et al., 2021).

Por otro lado, la toxicidad de la AMX ha sido estudiada en diversos organismos acuáticos, por ejemplo, en el pez *Oryzias latipes* se registró una concentración letal media (CL50) de 1 g/L a las 96 h, mientras que para el alga *Synechococcus leopoliensis* una CL50 de 1.56 µg/L a las 96 h (Palacio et al., 2021). En el Cuadro 5 se muestra la toxicidad de la AMX en diferentes organismos acuáticos, así como la duración de la exposición.

Cuadro 5. Toxicidad de AMX en diferentes organismos acuáticos (Sodhi et al., 2021).

Organismos acuáticos	Punto final y duración de la exposición	Concentración
<i>Moina macrocopa</i>	CE50 (15 min)	>1 g/L
<i>Vibrio fischeri</i>	CL50 (15 min)	3.59 g/L
<i>Microcystis aeruginosa</i>	CE50 (7d)	0.0037 mg/L
<i>Danio rerio</i>	CE50 (48 h)	132.4 mg/L
<i>Daphnia magna</i>	CE50 (15 min)	>1 g/L
<i>Spirodela polyrhiza</i>	CL50 (7 d)	0.089 µg/L

CE50: Concentración Efectiva media, CL50: Concentración Letal media

2.4 Tratamiento de agua residual

De acuerdo a La ley de Aguas Nacionales podemos definir a las aguas residuales como “las aguas de composición variada provenientes de las descargas de uso público... así como la mezcla de ellas”. Asimismo, en el artículo 117 de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, se menciona que las aguas residuales de origen urbano deben de recibir previamente un tratamiento para ser descargadas en diferentes cuerpos de agua.

Por lo tanto, el tratamiento de aguas residuales tiene como propósito reducir la concentración de contaminantes a niveles permitidos por la normativa (Cáñez-Cota, 2022). Para cumplir con esto, se emplean instalaciones industriales conocidas como PTAR, en donde se realiza una combinación de procesos mecánicos, físicos, químicos y biológicos para eliminar diversos contaminantes (Hreiz et al., 2015).

Los procesos físicos utilizan técnicas de separación como la sedimentación o flotación; por otro lado, en los procesos químicos se suele utilizar coagulantes o floculantes con el objetivo de formar partículas coloidales de un tamaño mayor y al

final separarlas mediante sedimentación (Musa & Idrus, 2021). Por último, los procesos biológicos se basan en los principios naturales que suceden en los cuerpos de agua, en donde los microorganismos presentes consumen la materia orgánica (López Ramírez et al., 2021).

Dentro de las PTAR, podemos identificar varias etapas:

- 1) Pretratamiento: consiste en eliminar los sólidos suspendidos de un mayor tamaño, así como materiales inertes, con el fin de que estos no afecten las etapas siguientes del tratamiento (Riffat & Husnain, 2022).
- 2) Tratamiento primario: se basa en la eliminación de sólidos orgánicos e inorgánicos mediante flotación y sedimentación (Sonune & Ghate, 2004).
- 3) Tratamiento secundario: en donde su objetivo es remover la mayor parte de la carga orgánica presente en el agua residual (Nuñez-García et al., 2023). El proceso se realiza aprovechando la biomasa microbiana, se utilizan los sistemas de biopelícula, de gránulos y los lodos activados (Christensen et al., 2015). Estos últimos presentan ciertas ventajas, como, una mejor eficiencia, un manejo operativo más simple, bajo costo y sobre todo son amigables con el ambiente (Hreiz et al., 2015), no obstante, se requiere un área de disposición para el lodo (Saleh et al., 2020).

El tratamiento biológico de aguas residuales se basa principalmente en dos modalidades: crecimiento adherido y crecimiento en suspensión. En el primer caso, los microorganismos se fijan a superficies sólidas donde forman biopelículas, mientras que en el segundo permanecen dispersos dentro del líquido (Waqas et al., 2023).

Entre los sistemas de crecimiento en suspensión, el proceso convencional de lodos activados es uno de los más utilizados para el tratamiento de aguas residuales. En este proceso, los microorganismos crecen suspendidos en un tanque aeróbico

agitado al que se suministra aire para mantener condiciones adecuadas de oxigenación. Sin embargo, la aireación representa uno de los principales costos operativos aunque el sistema destaca por la simplicidad de su diseño y operación (Narayanan & Narayan, 2019).

Como alternativa a los sistemas de biomasa suspendida, se han desarrollado reactores biológicos de lecho fijo, los cuales consisten en un tanque aireado que contiene un material soporte inerte sobre el cual se desarrolla la biopelícula. Estos sistemas han demostrado una elevada eficiencia en la remoción de materia orgánica debido a su capacidad para retener altas concentraciones de biomasa por unidad de volumen. Asimismo, permiten reducir el reciclaje de lodos y, en algunos casos, disminuir la necesidad de unidades adicionales de sedimentación (Alarjani et al., 2021; Narayanan & Narayan, 2019; Saxena et al., 2021).

Las biopelículas desarrolladas sobre superficies sólidas ofrecen diversas ventajas respecto a los cultivos en suspensión. Entre ellas destacan una mayor diversidad microbiana, una menor sensibilidad a variaciones ambientales como temperatura, pH y presencia de compuestos tóxicos, así como mayores tasas de crecimiento y una utilización más eficiente del sustrato (Setiyawan et al., 2023).

El desempeño de estos sistemas depende en gran medida del material utilizado como soporte para la formación de la biopelícula. Entre los materiales más empleados se encuentran las espumas de poliuretano, el carbón activado, la arena, la zeolita, los agregados de arcilla expandida y diversos materiales cerámicos (Deng et al., 2016).

Asimismo, los soportes poliméricos, como polipropileno, polietileno, poliestireno, poliuretano, polietileno de alta densidad y cloruro de polivinilo, son ampliamente utilizados debido a su resistencia mecánica, baja densidad, estabilidad química y durabilidad. Además, sus propiedades fisicoquímicas influyen significativamente en la adhesión y desarrollo de la biomasa (Setiyawan et al., 2023).

En este contexto, la reutilización de materiales reciclados como soporte para biopelículas ha cobrado interés debido a sus beneficios económicos y ambientales. Particularmente, el tereftalato de polietileno (PET) representa una alternativa por su disponibilidad, bajo costo y propiedades superficiales adecuadas para la inmovilización microbiana. Su empleo no solo favorece el tratamiento de aguas residuales, sino que también contribuye a la valorización de residuos plásticos y a la reducción de su impacto ambiental (Dorji et al., 2021; Setiyawan et al., 2023).

A pesar de sus ventajas, los reactores biológicos de lecho fijo presentan algunas limitaciones, entre las que destacan la posible obstrucción del lecho por el crecimiento excesivo de la biopelícula, la necesidad de emplear materiales soporte adecuados para favorecer la adhesión microbiana y los mayores costos de inversión inicial asociados a dichos soportes (Narayanan & Narayan, 2019).

Además, aunque estos sistemas son eficientes para la remoción de materia orgánica convencional, presentan limitaciones para la eliminación de CPE. Debido a esto, se han desarrollado tecnologías complementarias, como los PAO, con el fin de incrementar su degradación y remoción (Taoufik et al., 2021).

2.4.1 Procesos avanzados de oxidación

El aumento en la escasez de agua llevó a la necesidad de reutilizarla, lo que condujo a tener tratamientos más eficientes para aumentar su calidad (Saravanan et al., 2022). Por lo tanto, se han evaluado diferentes tratamientos terciarios que permitan eliminar los CPE, entre los cuales se encuentran la filtración por membranas, adsorción con carbón activado y los PAO, entre otros (Hinojosa-Guerra et al., 2019).

Los PAO se caracterizan por la generación de especies reactivas de oxígeno, por ejemplo, $^{\circ}\text{OH}$, estos radicales poseen un alto potencial redox ($E^{\circ} = 2.80 \text{ V}$ vs electrodo normal de hidrógeno) por lo que atacan compuestos orgánicos de manera indistinta mediante las siguientes vías: abstracción de hidrógeno, adición o combinación de radicales y transferencia de electrones (Garrido-Cardenas et al., 2019).

Hipotéticamente los PAO podrían mineralizar a los compuestos orgánicos a dióxido de carbono y agua de acuerdo a la Ecuación 1 (Rekhate & Srivastava, 2020).



Los PAO se clasifican en cuatro categorías: los basados en la reacción Fenton, procesos basados en ozono, procesos fotocatalíticos, y otros donde se incluyen procesos como radiación ionizante y tecnología basada en haz de electrones (Rekhate & Srivastava, 2020).

De manera general, el proceso fotocatalítico es inducido por un catalizador activado por una fuente de luz para la producción de $^{\circ}OH$, se suele utilizar el óxido de titanio como catalizador, debido a su eficiente fotoactividad, rentabilidad y seguridad en el ambiente (Ghazal et al., 2022).

Por su parte el ozono al ser un buen oxidante (2.07 V vs electrodo normal de hidrógeno), degrada los contaminantes recalcitrantes mediante dos mecanismos: ataque directo por el ozono o de manera indirecta por el ataque de los $^{\circ}OH$ producidos en la descomposición del ozono. Su principal ventaja al aplicarlo en las PTAR es la reducción de los lodos (Rekhate & Srivastava, 2020).

Sin embargo, la ozonización tiene costos operativos más elevados, mientras que la fotocátalisis depende de la relación en cuanto a cantidades entre el catalizador con el contaminante objetivo, pH y la fuente de irradiación (Ghazal et al., 2022).

Finalmente, la oxidación basada en la reacción Fenton se da mediante la activación del H_2O_2 por un catalizador que generalmente está compuesto de hierro, aunque se han utilizado otros metales como cobalto, cobre y manganeso (Saravanan et al., 2022).

2.4.2 Proceso Fenton

En 1894, Henry J. Fenton describió por primera vez el proceso Fenton en donde observó la oxidación del ácido tartárico mediante el H_2O_2 , el cual se activaba en presencia iones ferrosos (Fe^{2+}) (Liu & Wang, 2023). Por lo que el proceso Fenton implica una reacción en condiciones ácidas entre Fe^{2+} y H_2O_2 , los cuales se denominan reactivos Fenton, con el objetivo de generar $^{\circ}OH$, para degradar la materia orgánica de manera no selectiva (Xu et al., 2020).

Se han propuesto dos mecanismos para explicar la degradación de materia orgánica mediante la reacción de Fenton. El primer mecanismo, planteado por Harber-Weiss, considera la generación de $^{\circ}OH$ como clave en la degradación de las sustancias orgánicas (Xu et al., 2020).

Por otro lado, el mecanismo propuesto por Bray y Gorin sugiere que el hierro tetravalente era el oxidante activo en el proceso. Actualmente se acepta que la formación de $^{\circ}OH$ inicia la oxidación de acuerdo a las ecuaciones 2-5 (Lin et al., 2025).



Dentro de las ventajas del proceso Fenton podemos mencionar su capacidad de degradación de contaminantes recalcitrantes a temperatura ambiente y presión atmosférica en tiempos relativamente cortos, además del fácil acceso a los reactivos. Sin embargo, su mayor limitación es el rango de pH (Ziembowicz & Kida, 2022).

Una de las alternativas para evitar el elevado consumo de reactivos que se requieren al operar en un rango limitado de pH, es el uso de diferentes agentes acomplejantes (oxalato, citrato y EDTA) los cuales ayudan a mantener el hierro en disolución (Hinojosa-Guerra et al., 2019).

Además, otros parámetros pueden influir sobre la reacción de Fenton, por ejemplo, el utilizar una concentración mayor de H_2O_2 supondría una mayor producción de $^\circ\text{OH}$. No obstante, un exceso en el H_2O_2 es contraproducente ya que se eliminan los $^\circ\text{OH}$ generados (Arimi, 2017). Respecto a la temperatura, se ha demostrado que un aumento permite mejorar la velocidad de reacción, por lo que se generan $^\circ\text{OH}$ adicionales (Mirzaei et al., 2017).

Por otro lado, el proceso Fenton clásico posee varias desventajas como la producción abundante de lodos de hierro y un exceso en el consumo de H_2O_2 , debido a esto, se han investigado alternativas como el foto Fenton, sono Fenton y electro Fenton (Hu et al., 2022).

El proceso electro Fenton consiste en la generación electrolítica de H_2O_2 a través de la reducción del oxígeno en el cátodo, el cual reacciona con Fe^{2+} producidos en el ánodo para producir $^\circ\text{OH}$ (Sruthi et al., 2018).

Por otro lado, en el proceso sono Fenton se emplea la irradiación ultrasónica en el medio para generar los $^\circ\text{OH}$, debido a la disociación térmica del agua. Además, los $^\circ\text{OH}$ producidos en la reacción Fenton promueven la eliminación de compuestos orgánicos y la descomposición del H_2O_2 funciona como burbujas de cavitación mejorando el efecto (Rahmani et al., 2019; Wang et al., 2023). Asimismo, este proceso presenta notables ventajas: es respetuoso con el ambiente, posee una alta capacidad para generar $^\circ\text{OH}$ y una ausencia de una contaminación secundaria (Naderi et al., 2023).

Estudios anteriores indican que los PAO son más eficientes al usarse en combinación con agentes de oxidación, como ozono y radiación UV (Khan et al., 2023; Moradi et al., 2020). Por lo que, el proceso foto Fenton consiste en la reacción

Fenton asistida con luz UV, lo que permite una mayor producción de $^{\circ}\text{OH}$ y Fe^{2+} según lo descrito en las ecuaciones 6, 7 y 8. Este tipo de proceso, ya sea utilizando luz UV o radiación solar, permiten regenerar constantemente Fe^{2+} (Moradi et al., 2020).



Entre las ventajas que posee el proceso foto Fenton se encuentran: el reducir las cantidades de hierro y la formación de lodos; sin embargo, su implementación a nivel industrial está condicionada a los costos del H_2O_2 (Carbajo et al., 2021).

Asimismo, la radiación solar es frecuentemente usada como fuente de energía debido a su alta capacidad redox y bajo costo (Du et al., 2022). No obstante, en algunos casos, el usar esta radiación ha demostrado una disminución en la tasa de degradación de los contaminantes recalcitrantes (Moradi et al., 2020).

2.5 Eliminación de amoxicilina mediante procesos avanzados de oxidación

Se han reportado diversos estudios sobre la eliminación de AMX mediante diferentes procesos, por ejemplo, Baghapour et al., 2015 evaluaron la degradación de AMX a través un biorreactor utilizando agua sintética obteniendo un 50.7 % de eliminación en un tiempo de 12 h.

Como se observa, los tratamientos biológicos en las PTAR no son eficientes respecto a la eliminación de AMX, por lo tanto, se han investigado diversas alternativas entre las cuales se incluyen: adsorción, uso de membranas, coagulación y oxidación, en donde existe una diferencia entre las eficiencias de eliminación dependiendo de la técnica seleccionada (Gou et al., 2021). En este

sentido, los PAO han ganado popularidad debido a su alta eficiencia al lograr una mineralización completa de los contaminantes (Wang et al., 2023).

Verma & Haritash (2019) evaluaron distintas variantes del proceso Fenton. Por ejemplo, en Fenton clásico se observó una degradación completa de AMX en 12 min con 30 mg/L de Fe^{2+} y 375 mg/L de H_2O_2 a un pH de 3. Estas mismas condiciones se utilizaron para el proceso foto Fenton y foto Fenton solar, en donde obtuvieron tiempos de degradación muy cortos (3.5 min y 9 min respectivamente). Sin embargo, al utilizar el proceso sono Fenton notaron un aumento en el tiempo de degradación.

Por su parte, Buitrago et al. (2020) utilizaron diferentes concentraciones de iones férricos (0.05 - 1.06 mg/L) encontradas en aguas naturales para degradar la AMX a través del proceso foto Fenton utilizando luz solar simulada a un pH neutro y bajas concentraciones de H_2O_2 (0.5 - 17.9 mg/L).

Jalali et al. (2021) obtuvieron una eliminación del 97.9 % de AMX en agua bidestilada utilizando zeolita-MgO como catalizador, en donde las mejores condiciones de degradación fueron a un pH ácido, una dosis de 0.1 mL /100 mL de H_2O_2 y 7 g/L del catalizador, en un tiempo de reacción de 130 min. Mientras que para aguas residuales se observó una eliminación de 70.27 % bajo las mismas condiciones experimentales.

Además, la aplicación de electro Fenton utilizando un ánodo de aluminio ha conseguido eliminar un 95 % de AMX en medios acuosos a pH neutro, las condiciones óptimas fueron 0.02 M de Na_2SO_4 , una distancia entre electrodos de 5.5 cm y una densidad de corriente de 5.5 mA/cm² (Nayebi & Ayati, 2021).

De manera similar Kadji et al. (2021) reportaron una degradación de AMX del 95 % y una mineralización del 74 % utilizando el proceso electro Fenton en presencia de un cátodo de grafito. Se encontraron como condiciones óptimas 1 mmol/L de Fe^{2+} , una intensidad de corriente de 600 mA y una temperatura de 25 °C.

2.6 Procesos Fenton acoplados a tratamientos biológicos

Los PAO poseen algunas desventajas, como la formación de intermediarios que pueden resultar más tóxicos que el contaminante inicial, además de un costo elevado por el consumo de energía y de reactivos químicos; estas limitaciones pueden resolverse al acoplar un proceso biológico (Nidheesh et al., 2022).

Los PAO pueden utilizarse antes y después del tratamiento biológico, al usarse como pretratamiento, mejoran la biodegradabilidad de las aguas residuales, en contraste, al usarse como un tratamiento terciario logran degradar los contaminantes recalcitrantes que el proceso biológico no eliminó (Khan et al., 2019).

Diversos estudios han señalado la combinación del proceso Fenton como una etapa preliminar en el tratamiento biológico de aguas residuales. Estos acoplamientos de PAO con tratamientos biológicos, en general conduce a una mejor eliminación de contaminantes (Babu Ponnusami et al., 2023).

En un estudio publicado por Mansour et al. (2015) se utilizó el proceso electro Fenton antes de un tratamiento biológico con lodos activados, para la degradación de trimetoprima en una solución sintética. Utilizaron una concentración de Fe^{2+} de 0.69 mM, una intensidad de corriente de 466 mA en un tiempo de reacción de 30 min. Posteriormente se validó el proceso al usar un efluente farmacéutico en donde el tiempo de eliminación de trimetoprima fue de 180 min.

Martínez et al. (2018) trataron el agua residual de una industria farmacéutica mediante Fenton seguido por el tratamiento biológico, el cual consistió en un reactor discontinuo secuencial. Los resultados mostraron un efluente muy biodegradable, con una eliminación de 95.3 % carbono orgánico total (COT). En el proceso Fenton se evaluaron efectos de la temperatura, resultando a 70 °C el valor óptimo, así como la concentración de H_2O_2 (7.5 mg H_2O_2 /mg COT)

Finalmente, Baiju et al. (2018) utilizaron el proceso electro Fenton combinado con un proceso biológico (reactor aerobio de mezcla completa) para el tratamiento de lixiviados de residuos sólidos, lograron una eliminación de DQO de 82 % a un pH

de 2, con 50 mg/L de catalizador (molibdenofosfato de hierro) utilizando un voltaje de 5 V y un espacio entre electrodos de 3 cm en un tiempo de reacción de 90 min.

3. HIPÓTESIS

El acoplamiento de un reactor biológico de lecho fijo como pretratamiento de un proceso foto Fenton permitirá reducir la concentración de amoxicilina en aguas residuales domésticas en más de un 80 %. El reactor biológico eliminará la materia orgánica fácilmente biodegradable, dejando como remanente la amoxicilina. Posteriormente, los radicales hidroxilo generados en el foto Fenton degradarán la molécula.

4. OBJETIVOS

4.1 Objetivo general

Evaluar la degradación de amoxicilina en aguas residuales domésticas mediante un proceso foto Fenton acoplado a un reactor biológico de lecho fijo.

4.2 Objetivos Específicos

- Determinar la eliminación de amoxicilina en agua residual doméstica utilizando un reactor biológico de lecho fijo.
- Analizar el efecto de FeSO_4 y FeCl_3 en el proceso foto Fenton para la degradación de amoxicilina en agua residual doméstica.
- Determinar el efecto de la combinación del tratamiento biológico con el proceso foto Fenton utilizando la sal de hierro con mayor eficiencia sobre la degradación de amoxicilina en agua residual doméstica.

5. METODOLOGÍA

5.1 Sitio de estudio

Este trabajo de investigación se realizó en el laboratorio de tratamiento de aguas del Campus Aeropuerto de la Universidad Autónoma de Querétaro (CA-UAQ). Carretera a Chichimequillas S/N, Ejido Bolaños, 76140, Santiago de Querétaro, Querétaro.

5.2 Toma de muestra

El proceso de muestreo de agua residual doméstica se llevó a cabo en el cárcamo de la planta de tratamiento de aguas número 4, ubicada en las instalaciones del CA-UAQ. La toma de muestra se realizó a una profundidad aproximada de 1 m respecto al nivel superficial del agua durante el periodo comprendido entre noviembre de 2024 y marzo 2026, se recolectaron 10 muestras siguiendo los protocolos de buenas prácticas de laboratorio.

Para la recolección y transporte, se utilizaron garrafas de polietileno con una capacidad de 20 L. Una vez recolectadas, las muestras fueron trasladadas de manera inmediata al laboratorio y preservadas a una temperatura de 20-25 °C hasta el momento de su procesamiento para garantizar la integridad de la matriz analítica. Para completar el volumen operativo del reactor de 90 L utilizado en esta investigación, se realizaron muestreos compuestos.

5.3 Caracterización inicial del agua residual doméstica

La caracterización fisicoquímica del agua residual doméstica se llevó a cabo siguiendo los lineamientos de la NOM-001-SEMARNAT-2021, estableciendo los límites máximos permisibles para el reúso en servicios públicos. Los sólidos suspendidos totales (SST) fueron determinados conforme al método NMX-AA-034-SCFI-2015, basado en procesos gravimétricos de filtración, evaporación y calcinación. La demanda química de oxígeno (DQO) se cuantificó mediante el

método de reflujo cerrado bajo la norma NMX-AA-030/2-SCFI-2011. Adicionalmente, se empleó el equipo multiparamétrico HANNA HI98191 para la medición de temperatura y pH, y el colorímetro HACH DR/890 para la determinación del parámetro de color.

5.4 Determinación de AMX en agua residual doméstica

5.4.1 Preparación de la muestra

Para la preparación de la muestra destinada al análisis de AMX, se llevó a cabo un pretratamiento en dos etapas: 1) filtración primaria con papel filtro grado 4 para la eliminación de sólidos gruesos; 2) filtración de pulido con membrana de celulosa de 0.45 micrómetros para asegurar la protección de la columna cromatográfica en el sistema HPLC. Con el fin de evitar la degradación del analito y minimizar interferencias en la detección UV, las muestras fueron procesadas bajo condiciones de baja exposición lumínica. Previo al análisis, se verificó la ausencia de contaminantes mediante el procesamiento de blancos de método, utilizando agua ultrapura tratada bajo el mismo procedimiento de filtración.

5.4.2 Condiciones cromatográficas

El análisis cuantitativo de la muestra se realizó en un sistema HPLC Waters Alliance e2695 en fase reversa, configurado con un detector de arreglo de diodos (DAD). La separación de los compuestos se logró utilizando una columna Zorbax Eclipse XBD-C18 (4.6 x 150 mm) y una fase móvil compuesta por una mezcla de agua acidulada (ácido acético 0.0125 N) y acetonitrilo. El método operó con un caudal constante de 0.8 mL/min y un volumen de inyección de 10 µL. La detección se fijó en una longitud de onda de 230 nm con un tiempo total de corrida de 8 minutos. Este procedimiento fue llevado a cabo en las instalaciones del Laboratorio de Productos Naturales de la Facultad de Química de la UAQ.

5.4.3 Preparación del estándar de amoxicilina y curva de calibración por HPLC-DAD

Para la cuantificación de AMX, se preparó una solución madre estándar con una concentración de 100 mg/L, obtenida mediante la disolución de una cápsula comercial de grado farmacéutico en agua destilada. A partir de esta solución, se prepararon siete estándares de calibración (0, 1, 2, 4, 6, 8 y 10 mg/L) mediante un procedimiento de diluciones sucesivas.

Para asegurar la precisión y confiabilidad de los datos, cada estándar fue analizado por duplicado en el sistema HPLC-DAD, manteniendo las condiciones instrumentales descritas en la sección anterior. La curva de calibración se construyó graficando la concentración de AMX frente al área bajo la curva obtenida, calculando el coeficiente de determinación (R^2) para validar la linealidad del método.

5.4.4 Curva de calibración por UV-Vis

Para la determinación de AMX mediante espectroscopía UV-Vis, se preparó una solución madre de 100 mg/L empleando un principio activo de grado farmacéutico (cápsula comercial) disuelto en agua destilada. A partir de esta solución, se preparó un conjunto de estándares de calibración con concentraciones de 0, 2, 4, 6, 8 y 10 mg/L mediante diluciones sucesivas.

Las lecturas de absorbancia se efectuaron a una longitud de onda de 230 nm, seleccionada conforme al espectro de máxima absorción reportado por Verma y Haritash (2019). Para asegurar la precisión y confiabilidad de los datos, cada estándar se analizó por triplicado. Finalmente, la curva de calibración se construyó mediante la correlación lineal entre la concentración de AMX y la absorbancia observada, permitiendo determinar la ecuación de la recta necesaria para cuantificar las muestras experimentales.

5.5 Construcción del reactor biológico

El diseño del reactor biológico se basó en el modelo propuesto por Zúñiga-Hernández et al. (2023) (Figura 2). El sistema de aireación constó de cuatro

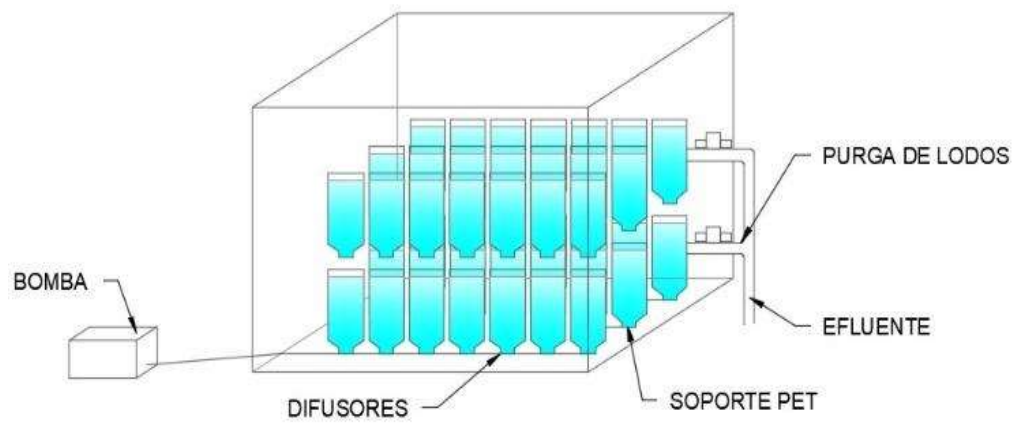
difusores situados en el fondo del tanque, alimentados por bombas Optima HA807 (120 V, 4.5 W, 2.5 psi), las cuales garantizaron un suministro homogéneo de oxígeno en todo el reactor (Figura 3).

Para el soporte de lecho fijo, se integraron 105 botellas de PET de tres capacidades (2.5, 0.6 y 0.35 L). El número de unidades empleadas se determinó con base en la capacidad volumétrica del reactor, buscando ocupar la mayor parte del espacio disponible sin afectar el flujo hidráulico del sistema.

Las botellas fueron seleccionadas de diferentes volúmenes debido a que sus dimensiones permitieron un ensamblaje anidado, introduciendo las botellas de 0.35 L dentro de las de 0.6 L y, posteriormente, estas dentro de las de 2.5 L. Esta configuración facilitó la integración del soporte dentro del reactor, además incrementó la superficie disponible para la adhesión de la biopelícula.

Estas unidades fueron perforadas con orificios de 0.5 cm de diámetro, distribuidos con una separación de 1.0 cm. Las perforaciones realizadas en las botellas permitieron facilitar el flujo del agua a través del material de soporte y mejorar el contacto entre el agua residual y la biopelícula adherida. El diámetro de 0.5 cm se seleccionó como una condición adecuada para mantener un equilibrio entre el flujo y la disponibilidad de superficie para el crecimiento microbiano. Diámetros mayores podrían propiciar la coalescencia de perforaciones adyacentes, disminuyendo el área efectiva de adhesión y reduciendo la estabilidad mecánica de las botellas. En contraste, diámetros menores podrían limitar la circulación del agua hacia el interior del soporte, incrementar la resistencia al flujo y favorecer la acumulación de biomasa o sólidos suspendidos, aumentando el riesgo de obstrucción.

Posteriormente, las botellas se ensamblaron de forma concéntrica de menor a mayor capacidad para maximizar el área superficial disponible y favorecer el desarrollo de la biopelícula microbiana (Figura 4).



REACTOR AEROBIO

Figura 2. Esquema de reactor biológico.



Figura 3. Reactor biológico de lecho fijo con sistema de difusión ubicado en la parte inferior.



Figura 4. Ensamblaje de botellas PET utilizadas en el reactor biológico.

5.6 Acondicionamiento del reactor biológico de lecho fijo

Una vez construido el reactor se procedió con la etapa de acondicionamiento en la cual se utilizaron los lodos activados obtenidos del cárcamo de la planta de tratamiento número 4, localizada en el CA-UAQ. Se recolectaron 10 L de lodos, los cuales fueron utilizados como inóculo en el reactor biológico de lecho fijo. Posteriormente, el reactor se alimentó de manera progresiva con 60 L de agua residual doméstica cada 24 h, durante un periodo de 150 d. Durante la etapa de acondicionamiento (150 d) se monitorearon los parámetros de pH, color y temperatura tanto del agua residual como del agua tratada mediante el reactor biológico de lecho fijo.

La Figura 5 muestra el reactor una vez incorporados los lodos y el agua residual. El sistema se operó en modo por lotes, manteniendo un intervalo de temperatura entre 20 y 25 °C (Zúñiga Hernández et al., 2023).



Figura 5. Configuración final del reactor biológico posterior a la inoculación con lodos.

La Figura 6 muestra la descomposición geométrica utilizada para el cálculo del área superficial de las botellas de PET. Debido a su forma, cada botella se consideró constituida por un cuerpo cilíndrico y un cono trunco en la región del cuello. Por lo tanto, para la determinación del área de contacto entre la biomasa y el soporte se utilizaron las ecuaciones del cilindro (Ec. 9) y del cono trunco (Ec. 10).

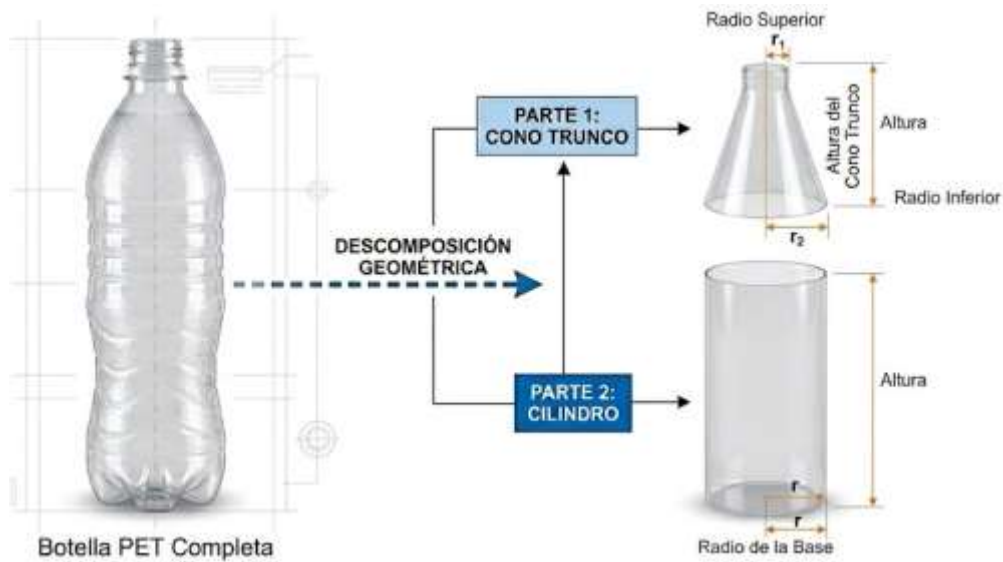


Figura 6. Descomposición geométrica de la botella de PET

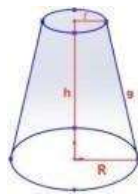


Figura 7. Esquema del cono trunco.

$$A = (R + r) \quad (\text{Ec. 9})$$

Donde:

A = Área total (m²)

R = Radio mayor(m)

r = Radio menor (m)

g = Longitud del cono (m)

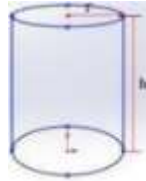


Figura 8. Esquema del cilindro.

$$A = 2\pi rh \quad (\text{Ec. 10})$$

Donde:

A = Área total (m^2)

r = Radio (m)

h = Altura (m)

Los SST y DQO se cuantificaron durante un periodo de 8 h, con el objetivo de determinar los coeficientes biocinéticos del sistema: tasa de utilización del sustrato (k), constante de velocidad media (Ks), rendimiento celular máximo (Y) y coeficiente de decaimiento endógeno (Kd) de acuerdo con las ecuaciones 11 y 12 (Zúñiga-Hernández et al., 2023). El monitoreo del reactor se realizó mediante ciclos de muestreo definidos por el tiempo de retención hidráulica (θ), en los cuales se recolectaron alícuotas del influente y efluente del sistema a 0, 1, 2, 3 y 8 h de operación.

$$\frac{\theta x}{S_0 - S} = \frac{K_s}{K} S + \frac{1}{K} \quad (\text{Ec. 11})$$

Dónde:

Θ = Tiempo de retención hidráulico (h)

x = Sólidos suspendidos totales (mg/L)

S₀ = DQO soluble en influente (mg/L)

S = DQO soluble en efluente (mg/L)

K = Tasa máxima de utilización de sustrato (h)

K_s = Constante de velocidad media (mg/L)

$$\frac{1}{\theta} = Y \frac{S_0 - S}{x\theta} - Kd \quad (\text{Ec. 12})$$

Donde:

Θ = Tiempo de retención hidráulico (h)

S₀ = DQO soluble en influente (mg/L)

S = DQO soluble en efluente (mg/L)

x = Sólidos suspendidos totales (mg/L)

Y = Rendimiento celular máximo

K_d = Coeficiente de decaimiento endógeno

Finalmente, una vez establecida la biopelícula sobre el soporte de PET, se procedió a determinar su grosor. Para ello, se retiró una de las botellas del sistema y, con ayuda de un vernier, se realizó la medición del espesor de la biopelícula adherida al soporte.

5.7 Evaluación de la remoción de AMX en el reactor biológico de lecho fijo

Una vez estabilizado el reactor biológico de lecho fijo, se adicionaron 60 L de agua residual doméstica proveniente del cárcamo la planta de tratamiento No. 4 del CA-UAQ. Posteriormente se realizó una adición estándar de 5 mg/L de AMX. El reactor se mantuvo a un intervalo de temperatura de 20-25 °C con aireación durante 8 h.

A continuación, se llevó a cabo la determinación de la concentración final de AMX en el efluente proveniente del reactor biológico de lecho fijo mediante las técnicas analíticas de HPLC-DAD y espectroscopía UV-Vis, utilizando las condiciones descritas previamente en el apartado 5.4.2. y 5.4.4. El experimento se llevó a cabo en siete réplicas con el propósito de garantizar la reproducibilidad y confiabilidad de los resultados obtenidos.

5.8 Evaluación del proceso foto Fenton para la degradación de AMX

5.8.1 Sistema foto Fenton

El sistema foto Fenton se diseñó bajo una configuración de reactor tubular, integrado por seis tubos de acrílico de 1 ¼" de diámetro y 80 cm de longitud, interconectados mediante 10 codos de 90° del mismo material. El arreglo se montó sobre una estructura metálica con una inclinación de 45° para optimizar la incidencia de la radiación (Figura 9). El flujo de agua a través del sistema se mantuvo mediante una bomba de 1.5 Hp, asegurando una recirculación constante. Como fuente de radiación ultravioleta, se aprovechó la luz solar directa, delimitando los ensayos en el periodo de mayor irradiancia, establecido entre las 12:00 y las 16:00 h. Siempre que la radiación presentara valores comprendidos entre 950 y 990 W/m² reportados por una aplicación de monitoreo meteorológico para la zona de estudio.



Figura 9. Esquema del reactor para el proceso foto Fenton solar.

5.8.2 Determinación de la sal de hierro más eficiente para el proceso foto Fenton

Para la etapa de oxidación, se utilizó el efluente proveniente del reactor biológico de lecho fijo, al cual se le adicionó una concentración inicial de 5 mg/L de AMX para asegurar la carga contaminante requerida en las pruebas. El proceso foto Fenton se evaluó comparativamente mediante el uso de dos sales de hierro: FeCl_3 (98%, Meyer, México) y FeSO_4 (99%, Meyer, México). La eficiencia de cada tratamiento se determinó utilizando como variable de respuesta el porcentaje de eliminación de AMX, calculado a partir de la diferencia entre la concentración inicial y final del contaminante.

Las condiciones de operación del proceso foto Fenton se establecieron utilizando 2 mM de compuesto de hierro (FeCl_3 o FeSO_4), 100 mg/L de H_2O_2 (30 %, Fermont, México) y un tiempo de recirculación de 60 min, siguiendo los lineamientos

reportados por Verma y Haritash (2019). Durante el desarrollo experimental, la radiación solar registrada se mantuvo en un intervalo de 950 a 990 W/m². Asimismo, se efectuaron cinco repeticiones experimentales para cada una de las sales de hierro evaluadas.

5.8.3 Determinación de AMX y Demanda Química de Oxígeno

La determinación de la concentración residual de AMX se cuantificó mediante espectroscopía UV-Vis y se ratificó mediante HPLC-DAD bajo las condiciones analíticas establecidas previamente. Adicionalmente, se evaluó la DQO tanto al inicio como al finalizar el tratamiento foto Fenton, siguiendo el método de reflujo cerrado bajo la norma NMX-AA-030/2-SCFI-2011 mediante el procedimiento espectrofotométrico.

5.9 Evaluación de la eliminación de AMX mediante el sistema acoplado.

5.9.1 Determinación de las condiciones óptimas del proceso foto Fenton

Previo al acoplamiento del proceso foto Fenton con el reactor biológico de lecho fijo, se determinaron las condiciones óptimas de operación para la degradación de AMX mediante la implementación de un diseño experimental factorial 2³. Este análisis consideró como factores la concentración de FeCl₃ (20 y 50 mg/L), la concentración de H₂O₂ (100 y 200 mg/L) y el tiempo de recirculación (30 y 60 min).

El proceso foto Fenton se llevó a cabo utilizando la sal de hierro con mayor eficiencia en la eliminación de AMX y H₂O₂ al 30 % (Fermont, México). La concentración residual de AMX fue determinada mediante espectroscopía UV-Vis y corroborada por HPLC-DAD, siguiendo las condiciones analíticas previamente establecidas en el apartado 5.4.2. y 5.4.4.

5.9.2 Evaluación del tren de tratamiento biológico-foto Fenton

Tras identificar las condiciones establecidas del proceso foto Fenton, se evaluó la eficiencia de degradación de AMX mediante un tren de tratamiento constituido por el reactor biológico de lecho fijo acoplado al proceso foto Fenton solar. Para la ejecución experimental, se adicionó AMX a una concentración de 5 mg/L en el reactor biológico, operando durante un periodo de 12 h bajo las condiciones operativas previamente establecidas. Posteriormente, el efluente resultante fue sometido al proceso foto Fenton, aplicando las condiciones óptimas determinadas en la fase experimental anterior para concluir la degradación del contaminante.

Finalmente, la concentración residual de AMX fue determinada mediante espectroscopía UV-Vis y corroborada por HPLC-DAD. Con el propósito de garantizar la reproducibilidad, el proceso de acoplamiento se realizó por triplicado.

5.10 Diseño experimental y análisis estadístico

Con el objetivo de evaluar la eficiencia del reactor biológico de lecho fijo como tratamiento, se realizó un análisis estadístico mediante la prueba *t* de Student para muestras pareadas. Esta prueba permitió comparar los valores iniciales y finales de los parámetros fisicoquímicos monitoreados, con el propósito de determinar si las variaciones observadas después del tratamiento fueron estadísticamente significativas. Los parámetros evaluados fueron pH, temperatura, color, concentración de AMX y DQO.

Para evaluar el efecto de las distintas sales de hierro sobre el proceso foto Fenton, se aplicó una prueba *t* de Student, permitiendo la comparación estadística de las medias obtenidas. La determinación de las condiciones operativas establecidas del sistema se fundamentó en un diseño experimental factorial 2^3 , en el cual se evaluaron la concentración la sal de hierro que mostró mayor efecto sobre la degradación de la AMX, la concentración de H_2O_2 y el tiempo de recirculación en dos niveles (bajo y alto), y dos replicas por cada tratamiento conforme a la estructura presentada en el Cuadro 6.

Cuadro 6. Diseño experimental factorial 2^3 .

Tratamiento	Tiempo de recirculación (min)	Concentración de H_2O_2 (mg/L)	Concentración de FeCl_3 (mg/L)
1	30	100	20
2	30	100	50
3	30	200	20
4	30	200	50
5	60	100	20
6	60	100	50
7	60	200	20
8	60	200	50

El análisis estadístico se llevó a cabo mediante el software Minitab, herramienta que permitió establecer la aleatorización de las corridas experimentales y evaluar el impacto de los factores involucrados en la degradación de AMX durante el proceso foto Fenton, específicamente el tiempo de recirculación, la concentración de H_2O_2 y la concentración de FeCl_3 .

6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

6.1 Caracterización fisicoquímica del agua residual doméstica

Los resultados de los parámetros fisicoquímicos obtenidos durante la caracterización del agua residual, realizada en tres días seleccionados aleatoriamente, se presentan en el Cuadro 7.

Cuadro 7 . Caracterización fisicoquímica del agua residual doméstica del CA-UAQ de acuerdo a NOM-001-SEMARNAT-2021.

Parámetro	Agua residual doméstica cruda	Límite máximo permisible
pH	7.15 ± 0.20	6 - 9
Cobre	0.66 ± 0.12 mg/L	6 mg/L
Zinc	5.26 ± 1.4 mg/L	20 mg/L
Fósforo total	152.5 ± 12.3 mg/L	N. A.
Nitrógeno total	669.4 ± 28.4 mg/L	N. A.
Carbono Orgánico total	401 ± 24.4 mg/L	53 mg/L
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	2830 ± 135 mg/L	210 mg/L
Sólidos suspendidos totales (SST)	2376 ± 128 mg/L	140 mg/L

Nota: arsénico N.D., cadmio N.D., cianuro N.D., cromo N.D., mercurio N.D., níquel N.D., plomo N.D. N.D.: No detectable, N.A.: No aplica.

Se observó que la mayoría de los parámetros evaluados superaron los límites máximos permisibles establecidos por la norma NOM-001-SEMARNAT-2021, con excepción del cobre, el zinc y el pH, los cuales se mantuvieron dentro de los rangos normativos. Aquellos parámetros resaltados en negritas fueron considerados los más críticos para la evaluación del desempeño del sistema biológico. Entre los

parámetros evaluados, la DQO y el COT mostraron los mayores incumplimientos respecto a los límites permisibles. La DQO registró valores 7.6 veces superiores al límite establecido, mientras que el COT alcanzó concentraciones que excedieron dicho valor en 13.5 veces. Esta caracterización fue fundamental, pues permitió establecer con precisión las condiciones iniciales del agua residual real y sentar las bases para la evaluación comparativa del efluente antes y después del tratamiento.

6.2 Determinación de AMX en agua residual doméstica

6.2.1 Curva de Calibración por HPLC para AMX

Para la cuantificación de la AMX mediante HPLC-DAD, se construyó una curva de calibración basada en la relación lineal entre la concentración del estándar y el área bajo la curva. En la Figura 10 se presenta el cromatograma obtenido, donde se identifica un pico característico de la AMX con un tiempo de retención de 4.317 min. Asimismo, se observa un incremento progresivo en el área del pico conforme aumenta la concentración del analito, lo que evidencia una respuesta proporcional del detector y confirma la linealidad del método analítico.

Por otro lado, las señales detectadas antes del tiempo de retención de 4.317 min correspondiente a la AMX se atribuyen a la inyección de la fase móvil empleada durante el análisis cromatográfico, compuesta por agua acidulada y acetonitrilo. Por consiguiente, estos picos no representan la presencia de AMX en la muestra, sino que corresponden a señales inherentes al sistema cromatográfico y a la composición de los eluyentes, lo cual confirma que no existe interferencia en la cuantificación del analito.

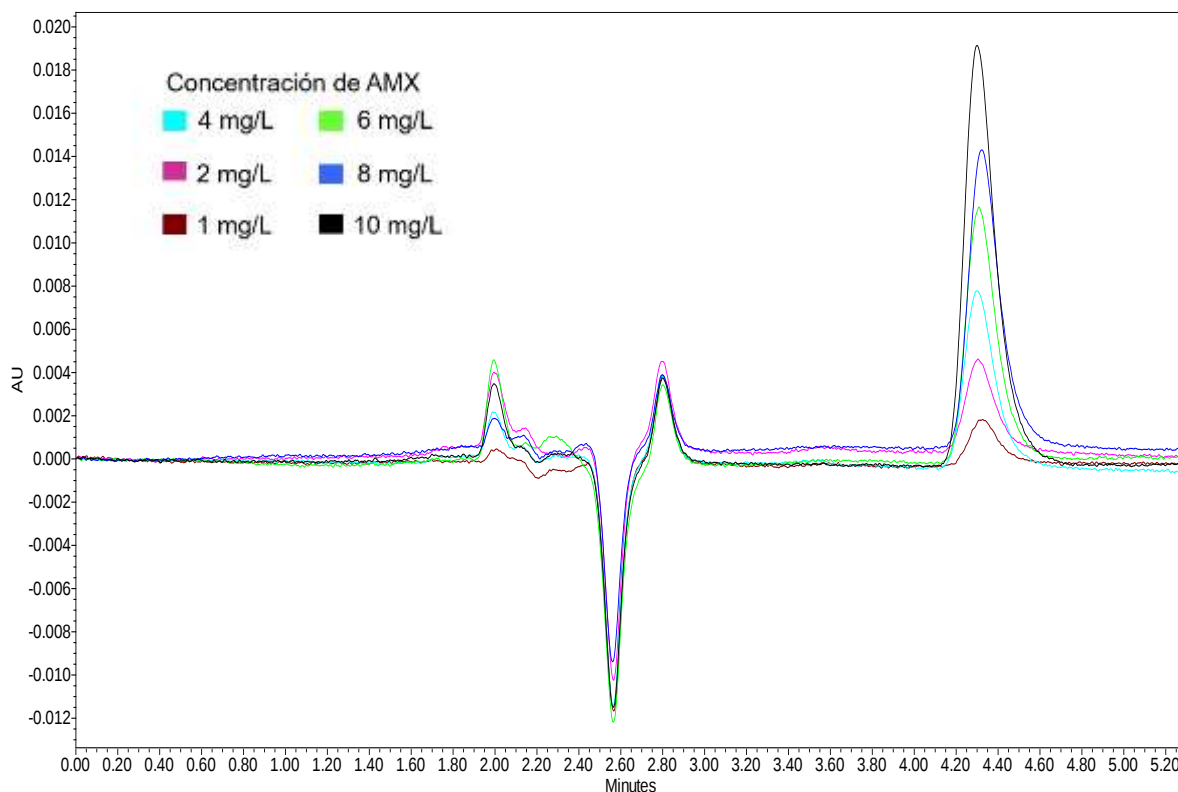


Figura 10 Cromatograma del estándar de AMX en el intervalo de concentración de 0–10 mg/L empleado para la construcción de la curva de calibración por HPLC.

En la Figura 11 se presenta la curva de calibración construida a partir de la relación entre la concentración de AMX y el área bajo la curva. Cada concentración se analizó por duplicado y los valores promedio obtenidos se utilizaron para construir la curva de calibración. Se obtuvo una relación lineal entre ambas variables, con un coeficiente de determinación (R^2) de 0.9993, lo que evidencia una excelente linealidad y una respuesta analítica proporcional dentro del intervalo de concentraciones evaluado. Esta correlación permitió la cuantificación confiable de AMX en las muestras analizadas.

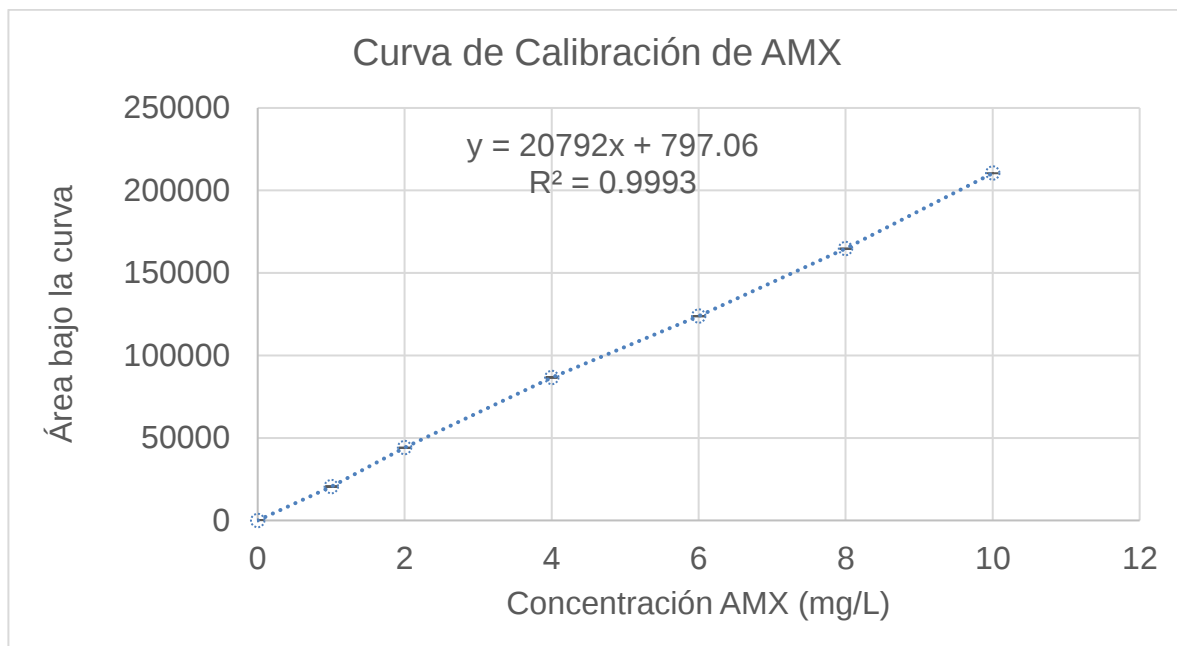


Figura 11 Curva de calibración de amoxicilina (AMX) obtenida mediante HPLC-DAD en el intervalo de concentración de 0–10 mg/L.

La linealidad del método se complementó con la determinación de los límites de detección (LOD) y cuantificación (LOQ). Se obtuvieron valores de 0.44 mg/L para el LOD y 0.26 mg/L para el LOQ, lo que demuestra la sensibilidad del método para identificar y cuantificar trazas de AMX de manera confiable.

6.2.2 Detección de amoxicilina en agua residual doméstica

La presencia de AMX en el agua residual doméstica fue evaluada mediante HPLC-DAD siguiendo las condiciones analíticas establecidas en el apartado 5.4.2. Tal como se observa en la Figura 12, el cromatograma obtenido no presenta un pico correspondiente al tiempo de retención característico de la AMX, lo cual indica que la concentración del fármaco en la matriz analizada se encuentra por debajo del LOD del método o, en su defecto, ausente en la muestra evaluada.

Ante la ausencia de AMX en el agua residual cruda, se determinó necesario realizar un proceso de fortificación (dopaje) de las muestras con una concentración conocida

del fármaco. Este procedimiento permitió simular condiciones de contaminación controladas, garantizando así la precisión necesaria para evaluar la eficiencia de remoción tanto del sistema biológico como del proceso foto Fenton, y del acoplamiento de estos últimos.

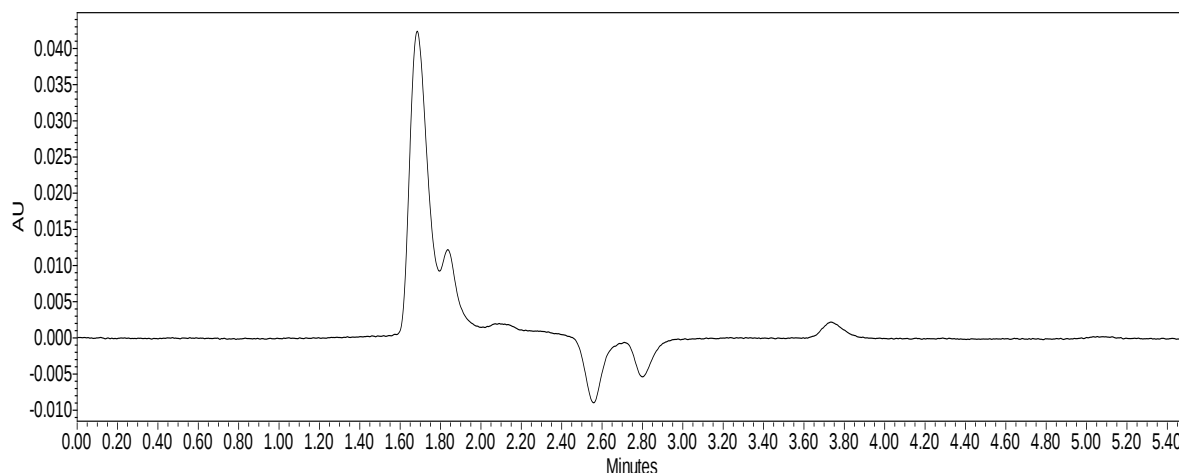


Figura 12 Cromatograma obtenido por HPLC- DAD en donde no se observa el pico característico de la AMX.

Si bien la AMX es un fármaco ampliamente consumido por su eficacia antibacteriana (Domínguez-Montero et al., 2025), su ausencia en el efluente de la PTAR No. 4 del CA-UAQ sugiere que, en el momento del muestreo, las concentraciones presentes en el agua residual cruda se encontraban por debajo del LOD del método analítico empleado. Esta observación justifica la necesidad de realizar la fortificación de las muestras para la evaluación de los procesos de tratamiento, tal como se detalló anteriormente.

Este hallazgo es contrastante con lo documentado en estudios internacionales, donde la AMX ha sido detectada frecuentemente en aguas residuales domésticas. Por ejemplo, en China, Li et al. (2022) reportaron concentraciones en un intervalo de 381 a 5230 ng/L, mientras que, en España, Gómez-Canela et al. (2021) identificaron niveles de este fármaco en un rango de 676 a 2560 ng/L.

No obstante, es preciso señalar que las concentraciones de antibióticos, incluida la AMX, suelen presentar un incremento estacional durante el invierno; este fenómeno

se atribuye al aumento en el consumo de fármacos derivado de la mayor incidencia de enfermedades respiratorias en dicha época del año (Zhang et al., 2015).

6.3 Parámetros fisicoquímicos del afluente y efluente.

Una vez construido el reactor, se llevó a cabo la etapa de acondicionamiento, la cual tuvo una duración de 150 d. Se realizó el seguimiento de parámetros fisicoquímicos clave como pH, temperatura y color, tanto en el agua residual como en el efluente del reactor biológico de lecho fijo. Como se detalla en el Cuadro 8, el tratamiento biológico demostró una eficacia notable en la remoción de color, logrando una reducción del 75.2 % al disminuir el valor de 588 a 146 unidades.

Se aplicó una prueba t de Student para muestras pareadas con el fin de comparar los valores de color entre el afluente y el efluente. Los resultados revelaron una diferencia estadísticamente significativa ($p < 0.001$), lo que permitió rechazar la hipótesis nula de igualdad de medias y confirmar la eficacia del sistema en la remoción de color.

Cuadro 8. Parámetros del agua residual y agua tratada mediante el reactor biológico de lecho fijo en la etapa de acondicionamiento.

Parámetro	Afluente	Efluente
Color (unidades Pt-Co)	588 ± 13.85	146 ± 7.14
pH	7.2 ± 0.25	7.5 ± 0.13
Temperatura (°C)	22.79 ± 0.42	23.34 ± 0.59

Color: método platino-cobalto pH: método potenciómetro

En este contexto, la Figura 13 ilustra la evolución gradual en la coloración del agua tratada. Se observa que, tras 8 h de operación, el efluente conservaba una tonalidad amarilla intensa; sin embargo, al prolongar el tiempo de tratamiento a 12 h, se registró una disminución notable en la coloración.

Esta disminución en la coloración se atribuye a la biodegradación de compuestos orgánicos y estructuras cromóforas por acción microbiana. Dicho proceso confirma la actividad metabólica activa de la biomasa y, en consecuencia, ratifica el adecuado funcionamiento del reactor biológico de lecho fijo (Araghi et al., 2016; Laizer et al., 2022).

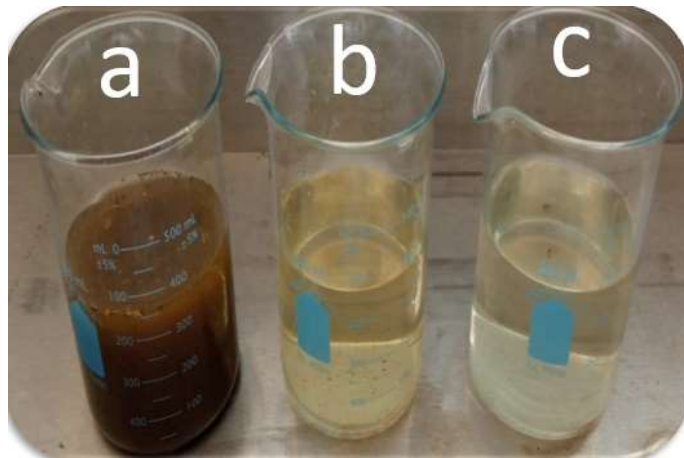


Figura 13. Agua residual que entra al reactor biológico (a), agua tratada después de 8 horas (b) y después 12 horas (c).

Por otro lado, la temperatura del reactor presento una variabilidad relativamente baja, con valores promedio de 22.79 ± 0.42 °C en el afluente y 23.34 ± 0.59 °C en el efluente. Este parámetro es relevante para el desempeño de los sistemas biológicos, ya que influye en la actividad metabólica de los microorganismos, el crecimiento microbiano y la cinética de degradación de la materia orgánica (Morgan-Sagastume & Allen, 2003; Sharma et al., 2023).

Estos valores se encuentran dentro del rango de 20 a 35 °C reportado por Alisawi (2020) como ideal para garantizar la estabilidad operativa y la actividad microbiana en sistemas biológicos. Si bien la diferencia promedio de la temperatura entre el afluente y el efluente fue reducida, la prueba t de Student para muestras pareadas confirmó que dicha diferencia es estadísticamente significativa ($p < 0.001$).

Respecto al pH, se observó un ligero incremento entre el afluente (7.2 ± 0.25) y el efluente (7.5 ± 0.13), tendiendo hacia la neutralidad al finalizar el tratamiento. Esta variación también resultó estadísticamente significativa ($p < 0.001$).

No obstante, desde el punto de vista operativo, la variación fue relativamente pequeña y ambos valores se mantuvieron dentro del intervalo de 6.5 a 8.0, considerado favorable para la actividad microbiana y la degradación de la materia orgánica de acuerdo a lo reportado por Kokina et al. (2022).

6.4 Superficie de contacto entre lecho fijo y biomasa

La biomasa desarrollada en el reactor biológico de lecho fijo se presentó en forma de biopelícula (Figura 14), la cual se formó en una superficie de contacto total de 11.436 m^2 . Esta área representa la sumatoria de las superficies internas y externas tanto del cuerpo cilíndrico como de la sección del cono trunco de las 105 botellas empleadas en la construcción del sistema. El Cuadro 9 detalla las dimensiones específicas de los tres tamaños de botellas utilizados, así como el desglose de sus respectivas áreas superficiales.

La disponibilidad de esta área superficial total de 11.436 m^2 es un parámetro crítico para el desempeño del reactor, ya que determina la capacidad de carga orgánica que puede ser procesada mediante la formación de la biopelícula. Al maximizar la superficie de contacto considerando tanto la cara interna como la externa de las 105 botellas favorece un mayor tiempo de residencia celular y una mayor resistencia a las variaciones de carga, lo cual resulta determinante para alcanzar la eficiencia de remoción de materia orgánica observada en el reactor de lecho fijo.



Figura 14. Lodos adheridos en el soporte PET.

La biopelícula desarrollada alcanzó un espesor de 2 mm; esta magnitud es particularmente relevante, ya que, de acuerdo con la literatura (Espinosa-Ortiz et al., 2023), dicho espesor se asocia con una mayor eficiencia en la degradación de carga orgánica y la remoción de contaminantes en sistemas de tratamiento de aguas residuales.

Cuadro 9. Medidas y áreas de las botellas empleadas en la construcción del reactor

	Botella de 0.6 L	Botella de 1.5 L	Botella de 3.0 L
	Cono trunco	Cono trunco	Cono trunco
R (m)	0.030	0.040	0.055
r (m)	0.010	0.020	0.015
g (m)	0.050	0.080	0.080
A (m ²)	0.013	0.030	0.035
	Cilindro	Cilindro	Cilindro
h (m)	0.120	0.150	0.170
r (m)	0.030	0.040	0.060
A (m ²)	0.045	0.075	0.128
Área total por botella (m ²)	0.058	0.106	0.163
Área total por 35 botellas (m²)	2.023	3.695	5.718

A = Área (m²), R = Radio mayor(m), r = Radio menor (m), g = Longitud del cono (m), h = Altura (m).

6.5 Coeficientes biocinéticos

Al finalizar el acondicionamiento del reactor biológico de lecho fijo, se determinaron los coeficientes biocinéticos del sistema: la tasa máxima de utilización de sustrato (k), la constante de saturación media (Ks), el rendimiento celular máximo (Y) y el coeficiente de decaimiento endógeno (Kd). Dichos parámetros se calcularon a partir del monitoreo de la DQO soluble (afluente y efluente) y los SST del efluente. Los resultados obtenidos se presentan en el Cuadro 10.

Cuadro 10. Valores de DQO soluble y sólidos suspendidos en afluente y efluente.

Ciclo	S ₀	S	θ	X
	DQO soluble en afluente (mg/L)	DQO soluble en efluente (mg/L)	Tiempo de retención hidráulica (h)	Sólidos suspendidos (mg/L)
1	1805		0	521
2		486	1	426
3		326	2	241
4		227	3	184
5		160	8	73

Se observó una reducción significativa en la carga orgánica, la DQO del influente disminuyó de 1805 mg/L a 160 mg/L tras un periodo de 8 h. Esta eficiencia de remoción del 91.2 % confirma la alta capacidad degradativa del reactor biológico de lecho fijo frente a la materia orgánica presente. A su vez se alinea con lo reportado en la literatura, donde los reactores de lecho fijo suelen alcanzar remociones de DQO en el rango del 80 % al 90 %, e incluso valores superiores bajo condiciones operativas óptimas (Mokhtariazar et al., 2024; Shahi et al., 2024). Estos resultados reafirman el desempeño favorable del sistema en el presente estudio.

En el Cuadro 11 se presentan los coeficientes biocinéticos determinados tras el periodo de operación de 8 h. Los valores obtenidos reflejan una adecuada estabilidad del lodo, confirmando su idoneidad para el tratamiento eficiente de agua residual doméstica.

Cuadro 11. Constantes biocinéticas del reactor biológico de lecho fijo

Coeficiente	Valor obtenido	Rango	Unidades
K	3.27	4 a 12	g DQO/g SSV
Ks	27.72	1.0 a 30.0	mg/L DQO
Y	0.31	0.08 a 0.6	mg SSV/ mg DQO
Kd	0.035	0.02 a 0.15	h^{-1}

No obstante, la tasa máxima de utilización de sustrato (k) se situó por debajo de los rangos reportados en la literatura, lo cual sugiere una cinética de consumo más lenta. Este comportamiento podría atribuirse a la presencia de compuestos recalcitrantes, como los fármacos, especialmente los antibióticos; ya que dichos elementos no solo dificultan la degradación microbiana, sino que también pueden inhibir la actividad metabólica necesaria para la descomposición eficiente de carbohidratos, ácidos carboxílicos y cetonas (Pino-Otín et al., 2023).

Además, en sistemas de lodos activados, la presencia de estos contaminantes puede inhibir la actividad de grupos microbianos clave, comprometiendo la eficiencia global del tratamiento y favoreciendo la acumulación de subproductos nocivos en el efluente (Zheng et al., 2024).

De manera similar, Zúñiga-Hernández et al. (2023) reportaron coeficientes biocinéticos de $k = 5.6$ g DQO/g SSV, $K_s = 1.9$ g DQO/g SSV, $Y = 0.085$ mg SSV/mg DQO y $K_d = 0.25$ mg SSV/mg DQO. Al contrastar estos valores con los obtenidos en el presente estudio, se evidencia que el lodo proveniente de la planta de tratamiento No. 4 del CA-UAQ presenta un desarrollo adecuado del consorcio microbiano y una notable capacidad de adaptación al soporte de PET.

Aunque los soportes comerciales elaborados con materiales poliméricos mejoran el desempeño de los procesos de tratamiento de aguas residuales, su elevado costo limita su implementación a gran escala (Lago et al., 2024).

En este contexto, el PET reciclado surge como una alternativa viable debido a su bajo costo y amplia disponibilidad (Fauzi et al., 2026). Además, estudios previos han demostrado que sus características superficiales favorecen la adhesión de microorganismos y la formación de biopelículas estables, lo que se traduce en un desempeño eficiente para la remoción de materia orgánica (Setiyawan et al., 2023).

6.6 Eliminación de AMX en agua residual doméstica mediante reactor biológico de lecho fijo

Con el objetivo de evaluar la capacidad de remoción de AMX del reactor biológico de lecho fijo, se determinó la concentración residual del antibiótico al finalizar el periodo de tratamiento bajo las condiciones operativas establecidas.

Para la cuantificación de AMX mediante espectroscopía UV-Vis, se estableció una curva de calibración, empleando tres réplicas por cada punto de concentración. Los niveles de concentración evaluados y sus respectivas absorbancias se detallan en el Cuadro 12, mientras que la curva resultante se ilustra en la Figura 15. El análisis demostró una relación lineal entre la concentración de AMX y la absorbancia, con un coeficiente de determinación (R^2) de 0.9983, confirmando así la linealidad y confiabilidad del método analítico.

Cuadro 12. Valores de absorbancia obtenidos para la construcción de la curva de calibración de AMX.

Concentración (mg/L)	Absorbancia (u.a.)	Absorbancia (u.a.)	Absorbancia (u.a.)
0	0	0	0
2	0.038	0.037	0.057
4	0.114	0.098	0.107
6	0.152	0.156	0.147
8	0.197	0.193	0.208
10	0.262	0.239	0.253

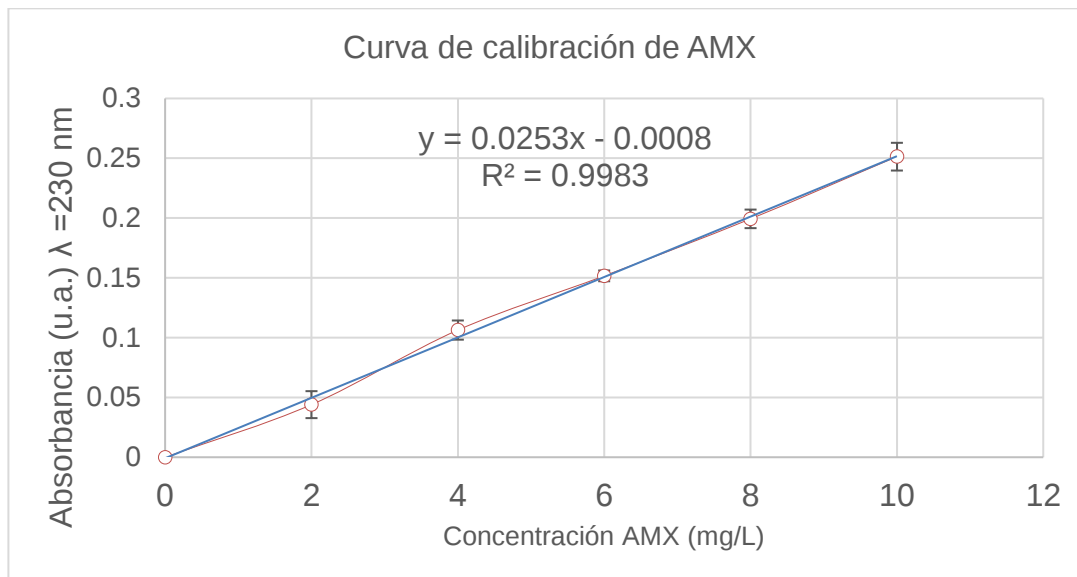


Figura 15. Curva de calibración para la determinación de AMX mediante espectroscopía UV- Vis.

A partir de la ecuación de regresión derivada de la curva de calibración, se determinaron las concentraciones residuales de AMX en las muestras analizadas y se calcularon los porcentajes de remoción de la DQO y de la AMX. Los resultados se expresan como media $\pm$ desviación estándar ($n = 7$). En el Cuadro 13 se presentan los valores promedio y su dispersión.

Cuadro 13. Porcentaje de eliminación de AMX mediante el reactor biológico de lecho fijo determinado por espectroscopía UV-Vis.

Parámetro	% Eliminación
Amoxicilina	13.3 $\pm$ 3.69
Demanda Química de Oxígeno	65.51 $\pm$ 4.36

Tras el tratamiento, la concentración de AMX disminuyó de $5.27 \pm 0.15 \text{ mg/L}$ a $4.56 \pm 0.14 \text{ mg/L}$ lo que representa una eficiencia de remoción del $13.3 \pm 3.69 \%$. En

contraste, la DQO mostró un porcentaje de reducción mayor ($65.5 \pm 4.36 \%$), pasando de $1475 \pm 63.19 \text{ mg/L}$ a $510 \pm 80.57 \text{ mg/L}$. Estos resultados evidencian una mayor capacidad del consorcio microbiano para degradar la materia orgánica global que para la eliminación de la AMX.

Además, la comparación entre las concentraciones iniciales y finales de AMX y DQO se realizó mediante una prueba t de Student para muestras pareadas. Los resultados mostraron diferencias estadísticamente significativas para ambas variables (AMX: $t = 8.94$, $p < 0.001$; DQO: $t = 48.53$, $p < 0.001$), evidenciando una disminución significativa de las concentraciones después del tratamiento, tal como se observa en los Cuadros 14 y 15.

Cuadro 14. Prueba t de Student para muestras pareadas en la comparación de AMX inicial y final del tratamiento mediante reactor biológico de lecho fijo.

Hipótesis nula	H_0 : diferencia $\mu = 0$
Hipótesis alterna	H_1 : diferencia $\mu \neq 0$
Valor T	Valor p
8.94	< 0.001

Cuadro 15. Prueba t de Student para muestras pareadas en la comparación de DQO inicial y final del tratamiento mediante reactor biológico de lecho fijo.

Hipótesis nula	H_0 : diferencia $\mu = 0$
Hipótesis alterna	H_1 : diferencia $\mu \neq 0$
Valor T	Valor p
48.53	< 0.001

Con el propósito de validar los resultados obtenidos por espectroscopía UV-Vis, se realizó la cuantificación de AMX mediante HPLC-DAD bajo las condiciones analíticas previamente establecidas. En la Figura 16 se presenta el cromatograma resultante, donde el pico característico de la AMX se identificó a un tiempo de

retención de 4.346 min. El análisis confirmó una concentración residual de 4.58 mg/L, lo que corresponde a una eficiencia de remoción del 8.4%. Este hallazgo, es consistente con la tendencia observada por UV-Vis, y ratifica la baja capacidad del reactor biológico de lecho fijo para la degradación de este antibiótico bajo las condiciones operativas actuales.

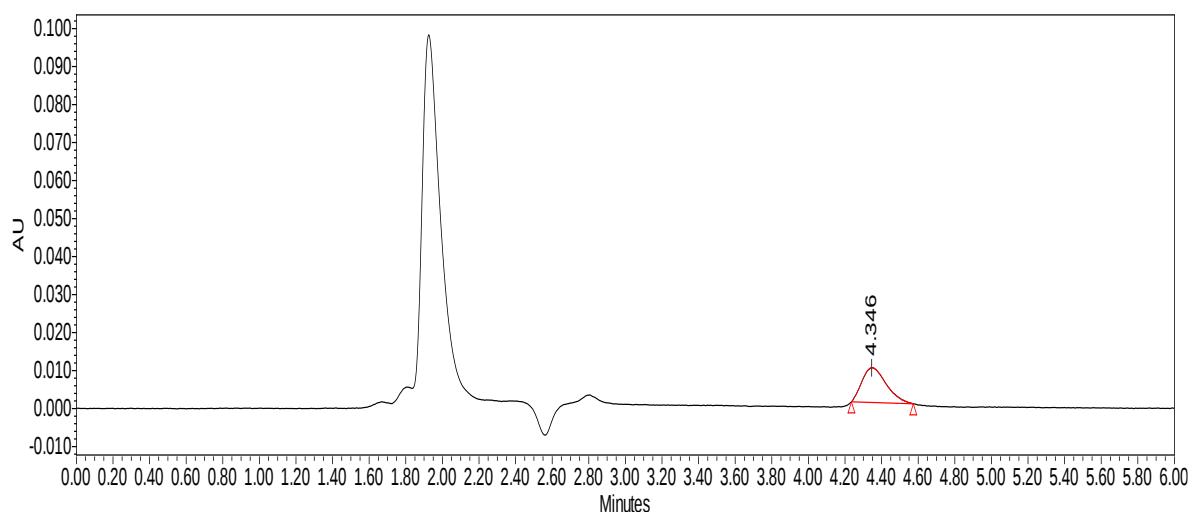


Figura 16. Cromatograma de AMX obtenido mediante HPLC después del tratamiento con el reactor biológico de lecho fijo.

La eficiencia de remoción obtenida difiere de lo reportado en la literatura, donde diversos estudios documentan eliminaciones superiores al 50 % en sistemas biológicos. A modo de comparación, Baghapour et al. (2015) reportaron una remoción del 50.7 % utilizando un biorreactor alimentado con agua residual sintética a base de sacarosa y AMX. Esta discrepancia podría atribuirse a la composición del agua residual utilizada en este estudio, la cual, al provenir de una fuente real, presenta una mayor complejidad química y la posible presencia de otros compuestos interferentes (materia orgánica natural, sales inorgánicas disueltas y agentes tensoactivos) a diferencia de los medios sintéticos controlados empleados en la literatura.

Si bien los sistemas de biopelícula son reconocidos por su eficacia en la eliminación de AMX mediante mecanismos sinérgicos de biodegradación y biosorción

(Baghapour et al., 2015; García-Menéndez et al., 2021), su eficiencia de remoción puede verse influenciada por diversos factores, entre los cuales se encuentran la concentración del antibiótico, la adaptación de la biomasa y la complejidad de la matriz del agua residual.

Sumado a lo anterior, la eficiencia de eliminación se ve limitada por la naturaleza recalcitrante de la AMX y su potencial efecto inhibitorio sobre el consorcio microbiano. Por esta razón, diversos estudios han señalado que la remoción completa de AMX generalmente requiere la combinación de procesos biológicos con tratamientos avanzados, como los PAO (Ahmed & Ealias, 2026; Akbari et al., 2021). Este enfoque híbrido surge como una estrategia indispensable para superar las limitaciones biocinéticas observadas en el tratamiento de compuestos farmacéuticos persistentes.

La Figura 17 presenta una comparativa del efluente del reactor biológico de lecho fijo operado en presencia (a) y ausencia (b) de AMX. Se observa una variación evidente tanto en la coloración como en el contenido de sólidos suspendidos tras la adición del antibiótico al sistema, lo cual constituye un indicativo visual de las alteraciones metabólicas o físicas provocadas por la presencia de este fármaco en el consorcio microbiano.

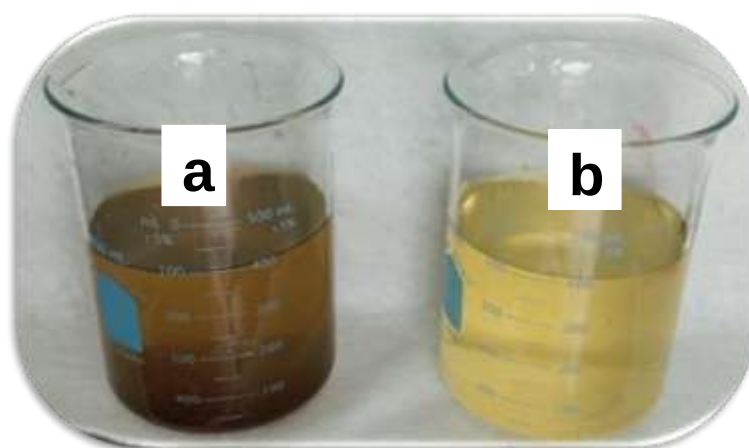


Figura 17. Comparación del efluente del reactor biológico de lecho fijo con adición de AMX (a) y sin adición de AMX (b).

Este comportamiento es consistente con lo reportado por Rodrigues Pires Da Silva et al. (2021), quienes observaron un incremento tanto en la turbidez como en el color del efluente de un reactor de lodos activados tras la adición de diversos compuestos farmacéuticos en concentraciones de 10–50 µg/L. Esta similitud refuerza la hipótesis de que la presencia de antibióticos induce un estrés metabólico que compromete la estabilidad de la biopelícula y el desprendimiento de biomasa, lo cual se traduce en un deterioro de la calidad del efluente final.

Adicionalmente, García-Menéndez et al. (2021) reportaron que las concentraciones elevadas de AMX afectan negativamente la tasa de crecimiento de la biomasa heterotrófica. Este fenómeno se atribuye a los mecanismos de acción específicos de los antibióticos, los cuales, a diferencia de otros compuestos farmacéuticos, generan alteraciones directas en la estructura y funcionalidad de la comunidad microbiana, comprometiendo así la estabilidad operativa del reactor.

En este contexto, la AMX es un antibiótico betalactámico que ejerce su actividad antimicrobiana mediante la unión a proteínas fijadoras de penicilina, inhibiendo las reacciones involucradas en la síntesis y el entrecruzamiento del peptidoglucano de la pared celular bacteriana, lo cual compromete la integridad de la pared celular y conduce a la lisis de las bacterias susceptibles (NCBI, 2025; Hrioua et al., 2021).

Por otra parte, la adición de AMX provocó una disminución en la eficiencia de remoción de la DQO, la cual descendió de un 91.2 % a un 65.5 %. Este resultado es consistente con los hallazgos de Kumar et al. (2023), quienes señalan que la AMX afecta negativamente la biomasa en sistemas de lodos activados aeróbicos debido a su actividad antimicrobiana. Dicha interferencia altera la viabilidad y el crecimiento del consorcio microbiano, lo que limita su capacidad metabólica para degradar la materia orgánica presente en el sistema.

Finalmente, en el Cuadro 16 se presenta la caracterización fisicoquímica del agua residual tratada por el reactor biológico de lecho fijo. Si bien la mayoría de los parámetros evaluados cumplen con los límites permisibles establecidos en la

normativa vigente, el COT reportó valores superiores a los permitidos. Este resultado sugiere que, durante el proceso biológico, se logró la remoción eficiente de la fracción biodegradable, mientras que diversos compuestos de naturaleza recalcitrante permanecieron en la matriz, limitando el cumplimiento total en términos de carbono orgánico.

La persistencia de estos compuestos recalcitrantes evidencia las limitaciones inherentes del tratamiento biológico, lo cual justifica el acoplamiento de un PAO específicamente el proceso foto Fenton, como etapa complementaria para asegurar la mineralización del efluente (Brillas & Peralta-Hernández, 2026).

Cuadro 16. Caracterización del agua tratada por RBLF conforme a NOM-001-SEMARNAT-2021.

Parámetro	Agua tratada por RBLF	Límite permisible
pH	8.49 ± 0.18	6 - 9
Cobre	< LC	6 mg/L
Zinc	< LC	20 mg/L
Fósforo total	10.8 ± 1.3 mg/L	N. A.
Nitrógeno total	20.17 ± 4.7mg/L	N. A.
Carbono Orgánico total	53.06 ± 11.9 mg/L	53 mg/L
Demanda Química de Oxígeno	175 ± 6 mg/L	210 mg/L
Sólidos suspendidos totales	29 ± 8	140 mg/L

Nota: arsénico N.D., cadmio N.D., cianuro N.D., cromo N.D., mercurio N.D., níquel N.D., plomo N.D. N.D.: No Detectable LC: Límite de cuantificación N.A.: No Aplica

6.7 Influencia de la sal de hierro en la eficiencia del proceso foto Fenton para la eliminación de AMX

El análisis comparativo entre las distintas sales de hierro evaluadas permitió determinar la variante con mayor eficiencia para la remoción de AMX. Los porcentajes de eliminación obtenidos tanto para la AMX como para la DQO bajo cada tratamiento se presentan en el Cuadro 17.

Cuadro 17. Comparación de la eficiencia de diferentes sales de hierro para la eliminación de AMX y DQO evaluada mediante espectroscopía UV-Vis.

Sal de hierro	% Eliminación AMX	% Eliminación DQO
FeCl₃	58.49 ± 6.85	70.45 ± 5.54
FeSO₄	41.37 ± 6.34	64.98 ± 4.15

La comparación de la eficiencia de remoción de AMX y DQO entre las dos sales de hierro evaluadas se realizó mediante una prueba t de Student para muestras independientes, después de verificar la distribución normal de los datos. Se consideró un nivel de significancia de $p < 0.05$.

Los resultados mostraron diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos ($t = 3.99$; $p = 0.004$), por lo que se rechazó la hipótesis nula de igualdad de medias tal como se observa en el Cuadro 18. Esto indica que la sal de hierro empleada tuvo un efecto significativo sobre la eficiencia de remoción de AMX. El tratamiento utilizando FeCl₃ presentó una mayor eficiencia de remoción de AMX en comparación con FeSO₄.

Cuadro 18. Comparación de la eliminación de AMX entre dos sales de hierro mediante la prueba t de Student para muestras independientes.

Hipótesis nula	$H_0: \mu_1 - \mu_2 = 0$
Hipótesis alterna	$H_1: \mu_1 - \mu_2 \neq 0$
Valor T	Valor p
3.99	0.004

En cuanto a la ratificación mediante HPLC-DAD, la Figura 18 muestra el cromatograma obtenido tras el tratamiento foto Fenton con FeCl_3 , donde se identifica el pico característico de la AMX a un tiempo de retención de 4.335 minutos. Se cuantificó una concentración residual de 2.21 mg/L, equivalente a una eficiencia de eliminación del 55.8 %.

Por otro lado, la Figura 19 ilustra el cromatograma obtenido tras el tratamiento foto Fenton empleando FeSO_4 , donde el pico característico de la AMX se identificó a un tiempo de retención de 4.350 min. Bajo estas condiciones, se determinó una concentración residual de 2.73 mg/L, lo que corresponde a una eficiencia de remoción del 45.4 %. Al contrastar este resultado con el obtenido mediante FeCl_3 , se evidencia una menor eficiencia del FeSO_4 para la degradación de la AMX.

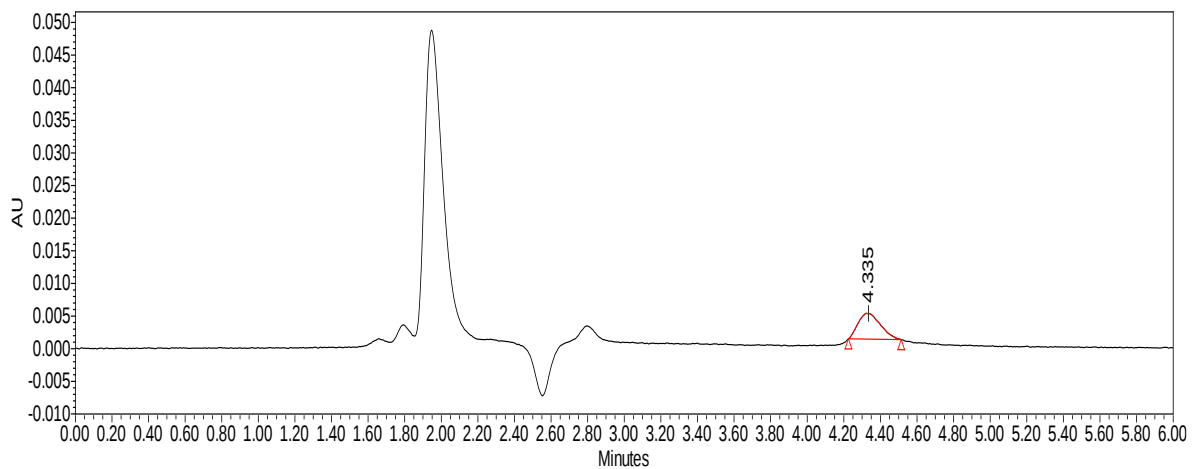


Figura 18. Cromatograma obtenido mediante HPLC del tratamiento foto Fenton utilizando cloruro férrico.

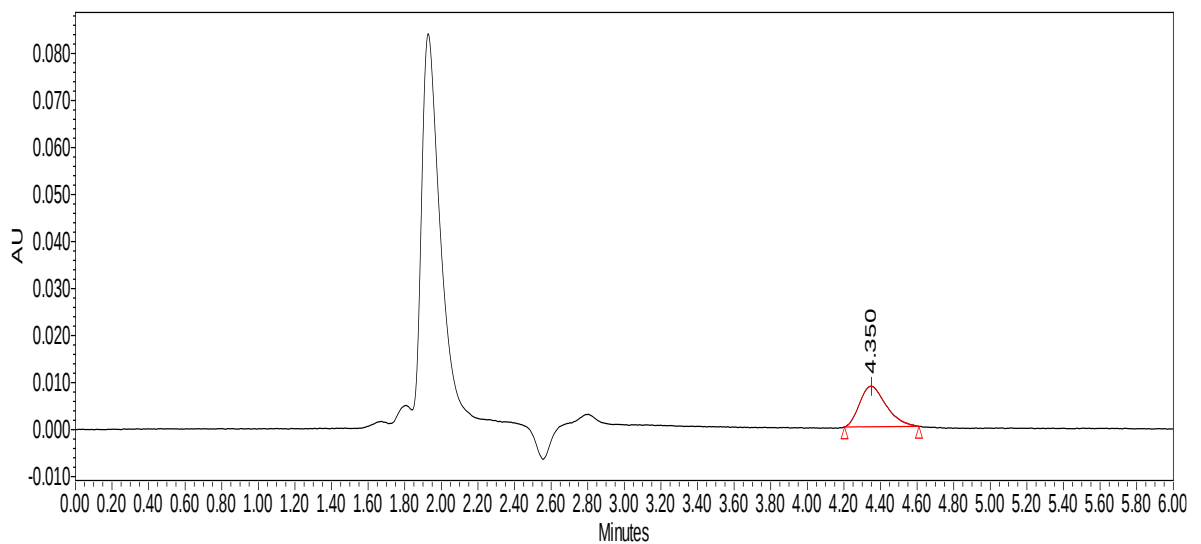


Figura 19. Cromatograma obtenido mediante HPLC del tratamiento foto Fenton utilizando sulfato ferroso.

Este comportamiento concuerda con lo reportado por Machulek et al. (2009). quienes señalan que la regeneración del hierro durante el proceso foto Fenton presenta una menor inhibición cuando este se encuentra en forma de cloruro en comparación con la forma sulfato, lo cual favorece una mayor generación de $^{\circ}\text{OH}$, incrementando así la eficiencia del tratamiento.

Esta dependencia de la eficiencia respecto a la fuente de hierro se ve respaldada por estudios previos, como el de Trovó et al. (2011), quienes evaluaron el impacto de distintas especies férricas en la degradación de la amoxicilina mediante procesos foto Fenton. Sus hallazgos demostraron que la cinética de degradación varía significativamente según el catalizador empleado, lo cual es un factor crítico para determinar la viabilidad técnica y económica del sistema a gran escala, donde el costo de los reactivos y la gestión de lodos definen su rentabilidad operativa.

Por otro lado, como se muestra en el Cuadro 19, no se observaron diferencias significativas en la eficiencia de remoción de la DQO entre ambas sales ($t = 1.52$; $p = 0.166$). Este fenómeno puede explicarse considerando que la DQO cuantifica la materia orgánica total oxidable en el efluente y no únicamente la concentración residual de AMX. Por lo tanto, aunque el FeCl_3 demostró una mayor eficacia en la degradación específica del antibiótico, la contribución de este compuesto a la DQO total no fue lo suficientemente predominante como para generar variaciones apreciables en la remoción global de carga orgánica entre ambos tratamientos.

Cuadro 19. Comparación de la eliminación de DQO entre dos sales de hierro mediante la prueba t de Student para muestras independientes.

Hipótesis nula	$H_0: \mu_1 - \mu_2 = 0$
Hipótesis alterna	$H_1: \mu_1 - \mu_2 \neq 0$
Valor T	Valor p
1.52	0.166

6.8 Acoplamiento del reactor biológico de lecho fijo con el sistema foto Fenton

6.8.1 Optimización de las condiciones del proceso foto Fenton para la eliminación de AMX

Para evaluar el efecto combinado de las variables operativas sobre el desempeño del sistema, los porcentajes de eliminación de AMX obtenidos bajo las condiciones experimentales definidas por el diseño factorial 2^3 se sintetizan en el Cuadro 20.

Estos resultados evidencian que la eficiencia del proceso foto Fenton es un parámetro dinámico, dependiente de la interacción sinérgica entre la concentración de H_2O_2 , la dosificación de FeCl_3 y el tiempo de recirculación del efluente.

Cuadro 20. Resultados del diseño factorial 2^3 para la eliminación de AMX

Tratamiento	Tiempo de recirculación (min)	Concentración de H_2O_2 (mg/L)	Concentración de FeCl_3 (mg/L)	% Eliminación de AMX
1	30	100	20	60.47 $\pm$ 1.11
2	30	100	50	38.34 $\pm$ 2.23
3	30	200	20	48.62 $\pm$ 3.35
4	30	200	50	50.67 $\pm$ 7.38
5	60	100	20	36.76 $\pm$ 4.46
6	60	100	50	52.96 $\pm$ 2.79
7	60	200	20	50.99 $\pm$ 1.11
8	60	200	50	45.85 $\pm$ 3.91

La interpretación mediante la gráfica de cubos (Figura 19) permite identificar las condiciones extremas de operación: se obtuvo un porcentaje máximo de eliminación de AMX del 60.47 % (marcado en azul) bajo una combinación de 100 mg/L de H_2O_2 , 20 mg/L de FeCl_3 y un tiempo de recirculación de 30 min. En contraste, la eficiencia mínima (representada en rojo) resultó de la combinación 100 mg/L de H_2O_2 , 20 mg/L de FeCl_3 y un tiempo de 60 min.

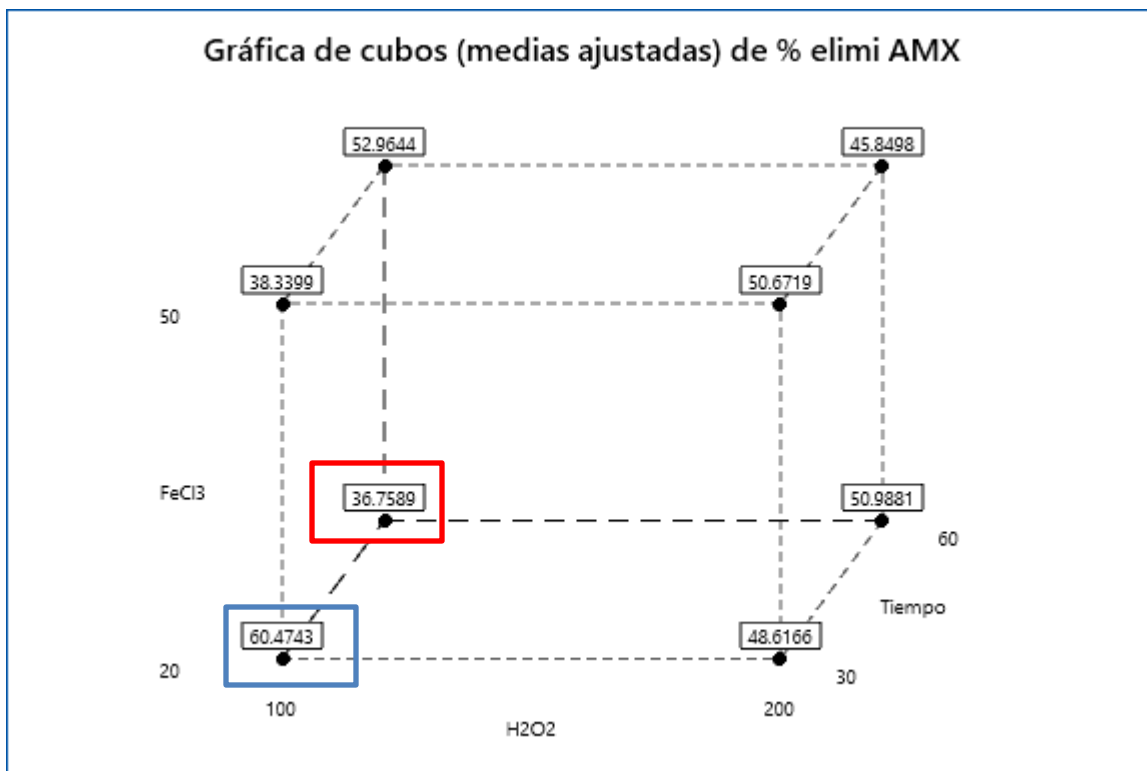


Figura 20. Gráfica de cubos de porcentaje de eliminación de AMX.

Los resultados indican que el tiempo de recirculación influyó significativamente en la eliminación de AMX, observándose una mayor eficiencia a los 30 min en comparación con los 60 min. Lo que sugiere que un incremento en el tiempo de exposición no necesariamente mejora la eficiencia del proceso foto Fenton. La disminución observada podría atribuirse a la presencia de reacciones secundarias y a la formación de productos intermedios que compiten por los $^{\circ}\text{OH}$ (Nasr Esfahani et al., 2022), disminuyendo su disponibilidad para la oxidación de la AMX.

La Figura 21 presenta el cromatograma obtenido mediante HPLC-DAD bajo las condiciones experimentales óptimas identificadas a partir del diseño factorial (100 mg/L de H_2O_2 , 20 mg/L de FeCl_3 y un tiempo de recirculación de 30 min). En este cromatograma, se identifica el pico característico de la AMX a un tiempo de retención de 4.359 min. El análisis cuantitativo arrojó una concentración residual de 1.78 mg/L, lo que representa una eficiencia de eliminación del 64.4 %. Este

resultado confirma que la configuración operativa seleccionada maximiza el potencial degradativo del sistema foto Fenton, logrando una remoción superior en comparación con las condiciones no optimizadas evaluadas previamente.

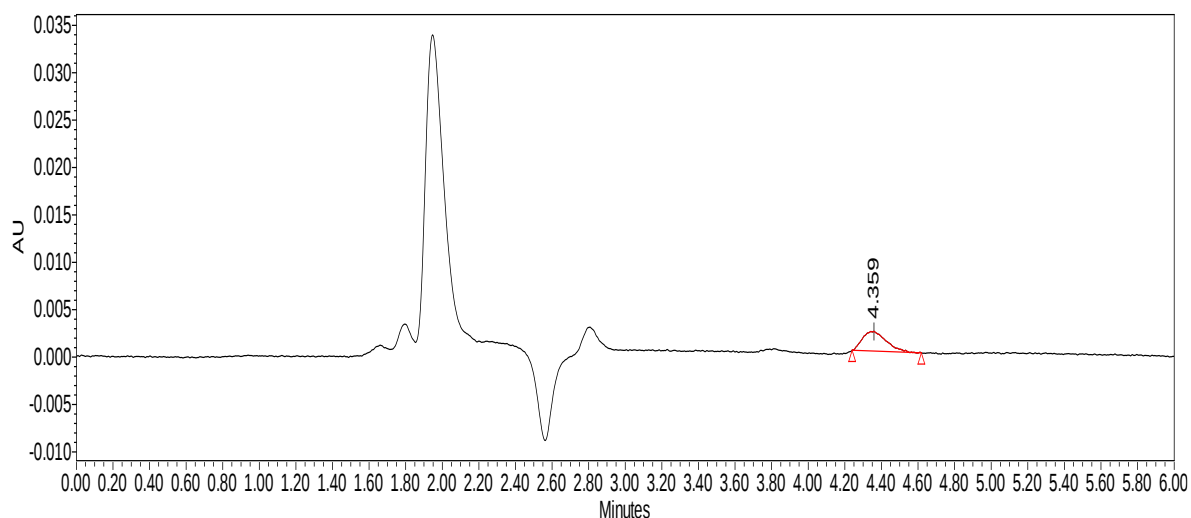


Figura 21. Cromatograma obtenido mediante HPLC de las mejores condiciones del diseño factorial 2^3

En el Cuadro 21 se presenta el análisis de varianza, en donde se muestra que la interacción entre la concentración de H_2O_2 , FeCl_3 y el tiempo de recirculación fue el efecto más significativo en la eliminación de AMX ($p = 0.001$), indicando que el proceso depende de la sinergia entre estos factores en comparación con sus efectos individuales.

Asimismo, la interacción entre FeCl_3 y el tiempo (BC) también resultó significativa ($p = 0.004$), lo que sugiere que hierro como catalizador está fuertemente influenciada por el tiempo de reacción. Esto es consistente con la literatura, donde se ha reportado que tanto el exceso de hierro como tiempos prolongados pueden favorecer reacciones secundarias que disminuyen la disponibilidad de $^\circ\text{OH}$, reduciendo así la eficiencia del proceso e incrementando los costos de operación (Zhang et al., 2019).

Por el contrario, los efectos individuales de cada factor no alcanzaron una significancia estadística relevante ($p > 0.05$), confirmando que la optimización del proceso foto Fenton es inherentemente dependiente de la configuración combinada de sus variables operativas (Pirsaheb et al., 2023).

Cuadro 21. Análisis de varianza de los efectos principales e interacciones del diseño factorial 2^3 sobre la eficiencia de remoción de AMX.

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Modelo	7	841.900	120.271	8.27	0.004
Lineal	3	68.003	22.668	1.56	0.273
H ₂ O ₂	1	14.398	14.398	0.99	0.349
FeCl ₃	1	20.303	20.303	1.40	0.271
Tiempo	1	33.302	33.302	2.29	0.169
Interacciones de 2 términos	3	255.570	85.190	5.86	0.020
H ₂ O ₂ *FeCl ₃	1	2.025	2.025	0.14	0.719
H ₂ O ₂ *Tiempo	1	11.023	11.023	0.76	0.409
FeCl ₃ *Tiempo	1	242.522	242.522	16.68	0.004
Interacciones de 3 términos	1	518.327	518.327	35.65	0.001
H ₂ O ₂ *FeCl ₃ *Tiempo	1	518.327	518.327	35.65	0.001
Error	8	116.309	14.539		
Total	15	958.209			

La importancia relativa de los efectos fue representada mediante el diagrama de Pareto (Figura 22), donde se observa que la interacción H₂O₂×FeCl₃×Tiempo (ABC) presentó la mayor magnitud, seguida de la interacción FeCl₃×Tiempo (BC), coincidiendo con los resultados obtenidos mediante el análisis de varianza.

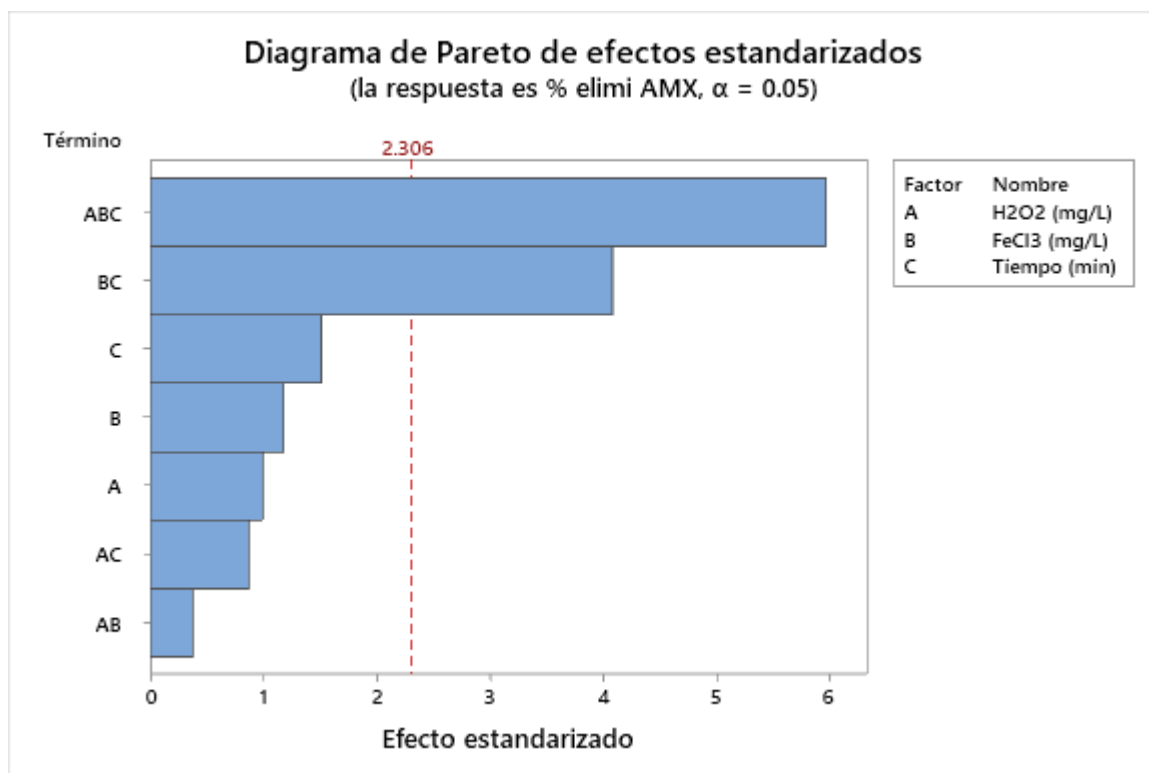


Figura 22. Diagrama de Pareto de efectos estandarizados.

6.8.2 Evaluación del sistema acoplado reactor biológico–foto Fenton en la eliminación de AMX

Una vez establecidas las condiciones operativas, se procedió a la evaluación del sistema integrado, acoplando el proceso foto Fenton al reactor biológico de lecho fijo. La cuantificación de la concentración de AMX, antes y después del tratamiento acoplado, se realizó mediante HPLC-DAD bajo las condiciones metodológicas detalladas en el apartado 5.4.2. De forma complementaria, la DQO se determinó como parámetro indicador de la carga orgánica global para evaluar la eficiencia del sistema conjunto. Los porcentajes de eliminación obtenidos para la AMX y la DQO se presentan, respectivamente, en los Cuadros 22 y 23.

Cuadro 22. Porcentaje de eliminación de AMX durante el acoplamiento del reactor biológico de lecho fijo con el proceso foto Fenton.

Concentración inicial AMX (mg/L)	Concentración final AMX (mg/L)	% Eliminación
5.02 ± 0.13	< LOD	> 94.8 %

LOD: Límite de detección 0.26 mg/L

Tras el tratamiento integrado, la concentración de AMX en el efluente fue inferior al LOD del método analítico (0.26 mg/L). Para efectos del cálculo del porcentaje de eliminación, se empleó el valor del LOD como concentración final conservadora, lo cual permite establecer una eficiencia de remoción mínima garantizada superior al 94.8 %.

Cuadro 23. Porcentaje de eliminación de DQO durante el acoplamiento del reactor biológico de lecho fijo con el proceso foto Fenton.

Concentración inicial DQO (mg/L)	Concentración final DQO (mg/L)	% Eliminación DQO
1417.44 ± 183.61	116.33 ± 6.66	91.79 ± 5.8

Asimismo, se observó una reducción del 91.79 ± 5.8 % en la DQO, lo que indica una disminución significativa de la carga orgánica presente en el agua residual doméstica. La elevada remoción de DQO sugiere que la combinación del reactor biológico de lecho fijo y el proceso foto Fenton no solo favoreció la degradación del antibiótico, sino también la oxidación de otros compuestos orgánicos presentes en el efluente.

La Figura 23 presenta el cromatograma inicial del efluente del reactor biológico de lecho fijo previo a la etapa de oxidación avanzada, donde se identifica un pico característico de AMX a un tiempo de retención de 4.319 min, correspondiente a una concentración inicial de 5.0 mg/L. Tras la integración del proceso foto Fenton, el cromatograma resultante (Figura 24) evidencia la ausencia del pico representativo de la molécula de AMX. Este resultado sugiere que la concentración residual del antibiótico es inferior al límite de detección (LOD = 0.26 mg/L) del método analítico empleado.

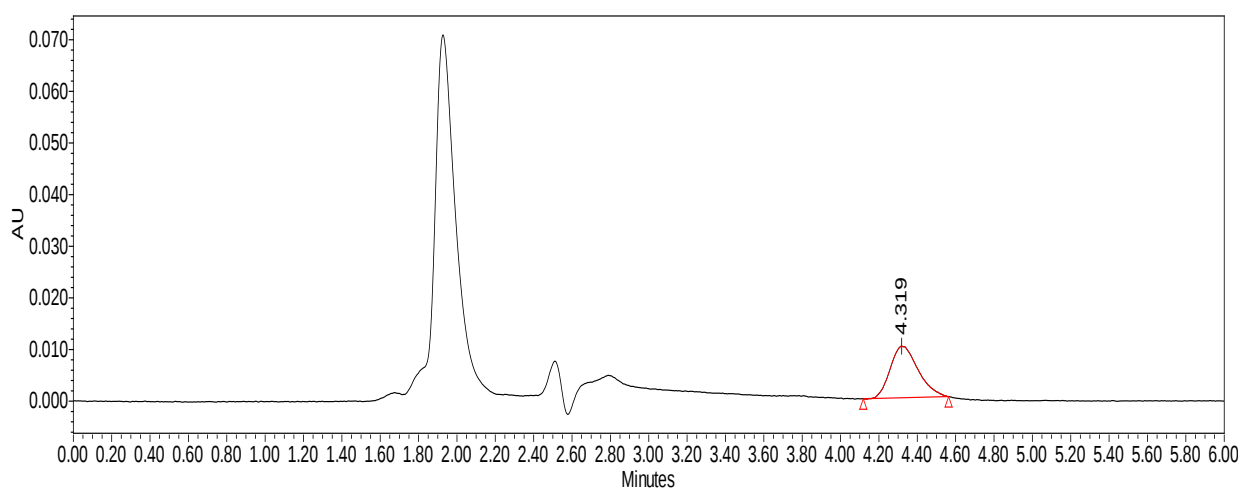


Figura 23. Cromatograma de HPLC correspondiente a la muestra antes del tratamiento con el sistema acoplado.

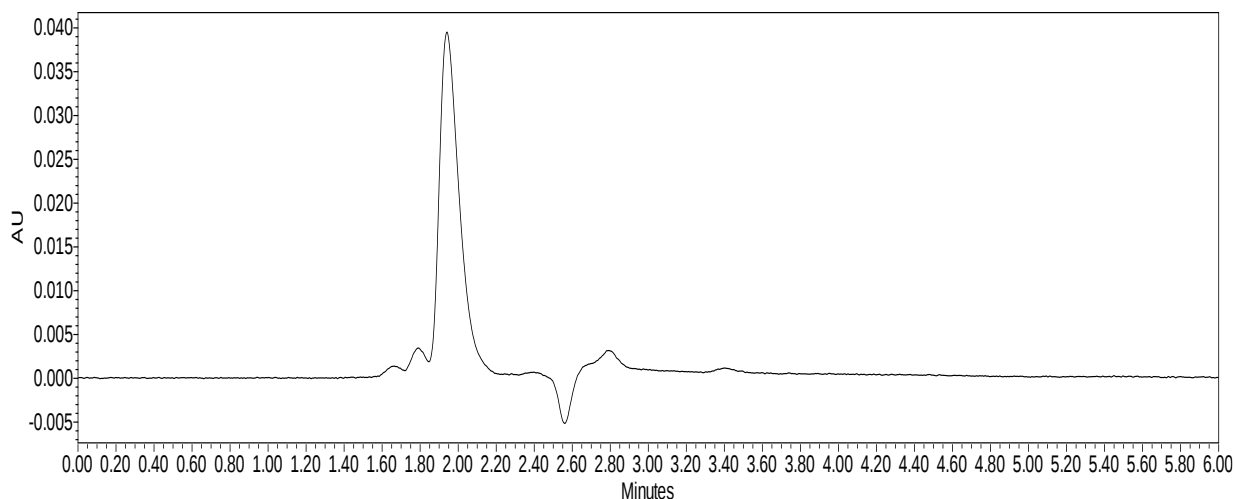


Figura 24. Cromatograma de HPLC correspondiente a la muestra después del tratamiento con el sistema acoplado

El alto porcentaje de eliminación de AMX observada durante el proceso foto Fenton se atribuye principalmente a la acción de los $^{\circ}\text{OH}$ los cuales presentan un alto potencial oxidante y reaccionan de manera no selectiva con compuestos orgánicos. Además la estructura molecular de la AMX contiene grupos funcionales susceptibles al ataque oxidativo, como grupos amino, hidroxilo, carbonilo y el anillo betalactámico, cuyas elevadas densidades electrónicas favorecen su reacción con los $^{\circ}\text{OH}$ (Ahmed et al., 2025).

Diversos estudios reportan eficiencias superiores al 90 % para la AMX en aguas residuales sintéticas mediante el proceso foto Fenton, lo cual es atribuido a la alta capacidad oxidante del $^{\circ}\text{OH}$. Sin embargo al aplicar el proceso foto Fenton en agua residuales reales, la eficiencia se ve disminuida debido a la presencia de la materia orgánica que compiten por los radicales $^{\circ}\text{OH}$ reduciendo su disponibilidad para la degradación de AMX (Domínguez-Montero et al., 2025). Este fenómeno resalta la importancia de considerar la composición del efluente real como un factor limitante que condiciona el desempeño de los PAO.

Es importante diferenciar entre la degradación del fármaco y su mineralización completa. En este sentido, Moreira Pinto et al. (2023) reportaron que el proceso foto Fenton permitió la degradación completa de la AMX en un tiempo reducido de 20 min; sin embargo, la reducción del COT demandó un tiempo de tratamiento significativamente mayor, alcanzando una eficiencia del 85 % tras 2 h de reacción. Este comportamiento evidencia que, aunque la molécula original es degradada rápidamente, la transformación de los subproductos intermedios hacia la mineralización requiere periodos de contacto más prolongados.

Este fenómeno justifica las diferencias observadas entre la remoción de AMX y la disminución de la DQO en el presente estudio, ya que la DQO, al igual que el COT, refleja la carga orgánica residual que persiste tras la transformación inicial del antibiótico.

La degradación de la AMX no implica su mineralización inmediata, sino la formación de diversos productos intermedios. Debido a la complejidad estructural de la molécula, caracterizada por la presencia de múltiples grupos funcionales, pueden ocurrir diversas rutas de oxidación que originan metabolitos como aldehídos, alcoholes, cetonas y ácidos orgánicos (Hinojosa Guerra et al., 2019).

Entre las principales transformaciones reportadas se encuentran, la hidroxilación del anillo aromático, la apertura del anillo betalactámico que conduce a la formación del ácido peniciloico de AMX el cual posteriormente sufre una reacción de descarboxilación para formar el ácido peniciloico de amoxicilina descarboxilado (Trovó et al., 2011). Estos productos de transformación conservan materia orgánica susceptible de oxidación, por lo que continúan contribuyendo a la DQO hasta que son degradados progresivamente y mineralizados a CO_2 , H_2O e iones inorgánicos.

Por otro lado, el impacto de la composición del efluente sobre el desempeño del sistema foto Fenton ha sido ampliamente documentado. Por ejemplo, Hinojosa Guerra et al. (2019) evaluaron un proceso foto Fenton solar para la eliminación simultánea de AMX y paracetamol, empleando $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ y EDDS como agente

complejante. Los autores reportaron eficiencias de degradación superiores al 90 % en matrices sintéticas y superiores al 80 % en efluentes reales tras un tiempo de reacción de apenas 9 min. Además, observaron que bajas concentraciones de carbonatos favorecieron el proceso de degradación.

Respecto a la importancia de la fuente de hierro, (Trovó et al., 2011) evaluaron la degradación de AMX mediante un proceso foto Fenton asistido por radiación solar, contrastando el uso de ferrioxalato de potasio frente al FeSO_4 . Sus resultados revelaron que la degradación completa del antibiótico se alcanza significativamente más rápido con ferrioxalato (5 min) que con FeSO_4 (15 min). No obstante, el estudio destaca una diferencia marcada respecto a la mineralización: si bien la molécula de AMX se elimina en minutos, la reducción del COT requiere periodos de tratamiento mucho más extensos, alcanzando eficiencias de entre el 73 % y 81 % tras 240 min de exposición.

La elección de la fuente de hierro es un determinante crítico no solo para la cinética de degradación, sino también para la viabilidad técnica y económica del proceso a escala real. En la práctica, se prioriza el uso de sales de hierro de bajo costo y alta disponibilidad.

El acoplamiento estratégico entre procesos biológicos y PAO constituye una alternativa eficiente para el tratamiento de efluentes complejos. Esta configuración aprovecha la alta capacidad de los sistemas biológicos para mineralizar los compuestos fácilmente degradables, delegando a la oxidación avanzada la tarea de degradar aquellos contaminantes recalcitrantes que no pudieron ser eliminados en la etapa previa (Ledakowicz & Paździor, 2021). De este modo, la sinergia entre ambos procesos permite maximizar la remoción total de carga orgánica, optimizando tanto la eficiencia del sistema como los costos operativos asociados al tratamiento.

En este contexto Perini et al. (2018) demostraron que un tratamiento biológico anaerobio previo reduce eficazmente la carga orgánica de efluentes hospitalarios;

no obstante, su capacidad para eliminar antibióticos específicos como la AMX resulta limitada. Al integrar una etapa posterior de foto Fenton utilizando citrato de hierro, los autores reportaron eficiencias de degradación de la AMX superiores al 95 % en un tiempo de 60 min bajo condiciones de pH neutro (7.4).

Por lo tanto, la combinación de un tratamiento biológico seguido de una etapa foto Fenton constituye una alternativa eficaz para la eliminación de contaminantes farmacéuticos persistentes presentes en aguas residuales, además de disminuir los costos operativos (Da Silva et al., 2026).

6.9 Caracterización del efluente obtenido mediante el sistema acoplado reactor biológico–foto Fenton

Con el propósito de evaluar la calidad del efluente tras el tratamiento, se realizó una caracterización fisicoquímica completa del agua obtenida mediante el sistema acoplado (reactor biológico de lecho fijo – foto Fenton). Los resultados presentes en el Cuadro 24, demuestran que el efluente cumple satisfactoriamente con los límites permisibles establecidos por la NOM-001-SEMARNAT-2021 para los parámetros analizados.

Cuadro 24. Caracterización del efluente tratado mediante el sistema acoplado reactor biológico de lecho fijo–foto Fenton conforme a la NOM-001-SEMARNAT-2021.

Parámetro	Agua tratada por sistema acoplado	Límite permisible
pH	7.22 ± 0.21	6 - 9
Cobre	< LC	6 mg/L
Zinc	< LC	20 mg/L
Fósforo total	10.6 ± 1.7 mg/L	N. A.
Nitrógeno total	8.52 ± 6.2 mg/L	N. A.
Carbono Orgánico total	45.2 ± 2.4 mg/L	53 mg/L
Demanda Química de Oxígeno	34 ± 9 mg/L	210 mg/L
Sólidos suspendidos totales	22 ± 6	140 mg/L

Nota: arsénico N.D., cadmio N.D., cianuro N.D., cromo N.D., mercurio N.D., níquel N.D., plomo N.D. N.D.: No Detectable LC: Límite de cuantificación N.A.: No Aplica

Cabe destacar que indicadores críticos de carga orgánica, como la DQO con 34 ± 9 mg/L y el COT con 45.2 ± 2.4 mg/L, se encuentran por debajo de los límites máximos permisibles de 210 mg/L y 53 mg/L, respectivamente. Asimismo, los niveles detectados de cobre y zinc, inferiores al límite de cuantificación, confirman que el tren de tratamiento no solo elimina la AMX, sino que también asegura un efluente final con una calidad fisicoquímica adecuada para su disposición.

Aunque el proceso foto Fenton permitió una ligera reducción en la concentración de fósforo con respecto al efluente proveniente del reactor biológico de lecho fijo, dicha

disminución fue limitada. Esto puede atribuirse a que el proceso foto Fenton está orientado principalmente a la oxidación de compuestos orgánicos mediante la generación de $^{\circ}\text{OH}$, por lo que no resulta eficiente para la remoción de especies inorgánicas de fósforo presentes en el agua residual.

Además, los valores de COT disminuyeron respecto a la caracterización del efluente tratado por el reactor biológico de lecho fijo. Sin embargo, la baja disminución podría atribuirse a la presencia de compuestos orgánicos residuales o productos intermedios generados durante el tratamiento con el sistema foto Fenton. Estos intermediarios suelen ser ácidos orgánicos de cadena corta o compuestos aromáticos simples que requieren tiempos de exposición más prolongados para su mineralización completa a CO_2 y H_2O_2 .

Finalmente, este cumplimiento es relevante al considerar la calidad del efluente para su aprovechamiento en actividades de riego, garantizando la seguridad ambiental y sanitaria del proceso. El hecho de que el tren de tratamiento integrado por el sistema biológico de lecho fijo y el proceso foto Fenton logre mantener parámetros críticos (como DQO y COT) dentro de la normativa, valida al sistema propuesto como una tecnología sostenible y eficaz para el tratamiento terciario de aguas residuales que contienen contaminantes emergentes.

7. CONCLUSION Y PERSPECTIVAS

El reactor biológico de lecho fijo con soporte de PET demostró ser una alternativa viable para la estabilización de una biopelícula microbiana, logrando una reducción de la DQO del 91.79 %. Sin embargo, la remoción de AMX en esta etapa fue limitada (13.3 ± 3.69 %), lo que confirma que el tratamiento biológico actúa principalmente como una etapa de pretratamiento para la materia orgánica biodegradable, dejando el antibiótico como remanente para su posterior oxidación.

Desde una perspectiva constructiva y operativa, el uso de PET como soporte de bajo costo facilita la fabricación y empaque del lecho fijo; no obstante, su implementación a gran escala requiere optimizar la geometría de los módulos para evitar problemas de colmatación y asegurar una adecuada retención de biomasa sin incrementar excesivamente la caída de presión.

En la etapa de foto Fenton, el FeCl_3 mostró un desempeño superior al FeSO_4 como fuente de hierro para la degradación de AMX. Asimismo, se demostró que la eficiencia del proceso dependió principalmente de la interacción entre las variables operacionales, particularmente de la concentración de H_2O_2 , la concentración de FeCl_3 y el tiempo de recirculación, más que de los efectos individuales de cada una de ellas. Estos resultados permitieron establecer las condiciones más favorables para la degradación del antibiótico.

El sistema acoplado alcanzó una eficiencia de remoción superior al 94.8 %, con concentraciones de AMX por debajo del límite de detección del método analítico (HPLC-DAD), además del cumplimiento de los límites máximos permisibles de la norma NOM-001-SEMARNAT-2021 para el reúso del agua.

Entre las principales limitaciones identificadas en este trabajo destaca la complejidad de la matriz empleada, debido a que el agua residual doméstica contiene diversos compuestos y contaminantes que no fueron objeto de estudio y que pueden interferir con los procesos evaluados.

Además, la variabilidad de la radiación solar ya que las fluctuaciones en la intensidad de la irradiación pueden modificar el desempeño y la eficiencia del proceso foto Fenton.

Finalmente, la falta de un análisis económico detallado de reactivos y gestión de lodos a escala real representa una restricción para la transferencia directa de la tecnología sin un estudio de optimización de costos.

Por otro lado, las perspectivas de esta investigación son las siguientes:

- Se recomienda realizar estudios toxicológicos y ecotoxicológicos a largo plazo para descartar efectos adversos de los productos de transformación generados durante el foto Fenton.
- Futuras investigaciones deben evaluar la capacidad del sistema para remover GRA, elementos genéticos móviles y BRA.
- Finalmente, se sugiere profundizar en el diseño mecánico y la evaluación de la escalabilidad industrial del soporte de PET y del sistema combinado, integrando análisis de costos operativos que garanticen su viabilidad a nivel municipal.

8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abdulrazaq, Y., Abdulsalam, A., Larayetan Rotimi, A., Aliyu Abdulbasit, A., Clifford, O., Abdulazeez Abdulsalam, O., Nayo Racheal, O., Akor Joy, A., Omale Victor, F., Mbese Johannes, Z., Bilal, M., & Umar M, S. (2021). Classification, Potential Routes and Risk of Emerging Pollutants/Contaminant. En A. Nuro (Ed.), *Emerging Contaminants*. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.94447>
- Ahamad, A., Madhav, S., Singh, A. K., Kumar, A., & Singh, P. (2020). Types of Water Pollutants: Conventional and Emerging. En D. Pooja, P. Kumar, P. Singh, & S. Patil (Eds.), *Sensors in Water Pollutants Monitoring: Role of Material* (pp. 21-41). Springer Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-15-0671-0_3
- Ahmed, H. R., & Ealias, A. M. (2026). Comparative evaluation of persulfate and peroxy monosulfate-based advanced oxidation processes for amoxicillin degradation: Mechanisms, efficiency, and challenges. *RSC Advances*, 16(17), 15336-15349. <https://doi.org/10.1039/D5RA09933A>
- 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>
- Akbari, M. Z., Xu, Y., Lu, Z., & Peng, L. (2021). Review of antibiotics treatment by advance oxidation processes. *Environmental Advances*, 5, 100111. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2021.100111>
- Alarjani, K. M., Almutairi, A. M., Flanet Raj, S. R., Rajaselvam, J., Chang, S. W., & Ravindran, B. (2021). Biofilm producing indigenous bacteria isolated from municipal sludge and their nutrient removal ability in moving bed biofilm reactor from the wastewater. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 28(9), 4994-5001. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2021.06.084>

Alisawi, H. A. O. (2020). Performance of wastewater treatment during variable temperature. *Applied Water Science*, 10(4), 89. <https://doi.org/10.1007/s13201-020-1171-x>

Amarasiri, M., Sano, D., & Suzuki, S. (2020). Understanding human health risks caused by antibiotic resistant bacteria (ARB) and antibiotic resistance genes (ARG) in water environments: Current knowledge and questions to be answered. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 50(19), 2016-2059. <https://doi.org/10.1080/10643389.2019.1692611>

Anand, U., Adelodun, B., Cabrerros, C., Kumar, P., Suresh, S., Dey, A., Ballesteros, F., & Bontempi, E. (2022). Occurrence, transformation, bioaccumulation, risk and analysis of pharmaceutical and personal care products from wastewater: A review. *Environmental Chemistry Letters*, 20(6), 3883-3904. <https://doi.org/10.1007/s10311-022-01498-7>

Anastopoulos, I., Pashalidis, I., Orfanos, A. G., Manariotis, I. D., Tatarchuk, T., Sellaoui, L., Bonilla-Petriciolet, A., Mittal, A., & Núñez-Delgado, A. (2020). Removal of caffeine, nicotine and amoxicillin from (waste)waters by various adsorbents. A review. *Journal of Environmental Management*, 261, 110236. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110236>

Anh, H. Q., Le, T. P. Q., Da Le, N., Lu, X. X., Duong, T. T., Garnier, J., Rochelle-Newall, E., Zhang, S., Oh, N.-H., Oeurng, C., Ekkawatpanit, C., Nguyen, T. D., Nguyen, Q. T., Nguyen, T. D., Nguyen, T. N., Tran, T. L., Kunisue, T., Tanoue, R., Takahashi, S., ... Nguyen, T. A. H. (2021). Antibiotics in surface water of East and Southeast Asian countries: A focused review on contamination status, pollution sources, potential risks, and future perspectives. *Science of The Total Environment*, 764, 142865. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142865>

Araghi, M. S., Olya, M. E., Marandi, R., & Siadat, S. D. (2016). Investigation of enhanced biological dye removal of colored wastewater in a lab-scale biological

activated carbon process. *Applied Biological Chemistry*, 59(3), 463-470. <https://doi.org/10.1007/s13765-016-0177-4>

Arimi, M. M. (2017). Integration of Fenton with biological and physical–chemical methods in the treatment of complex effluents: A review. *Environmental Technology Reviews*, 6(1), 156-173. <https://doi.org/10.1080/21622515.2017.1342699>

Aryee, A. A., Han, R., & Qu, L. (2022). Occurrence, detection and removal of amoxicillin in wastewater: A review. *Journal of Cleaner Production*, 368, 133140. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.133140>

Asan, A., & Seddiq, N. (2022). A Simple Spectrophotometric Determination of Amoxicillin in Drug Samples. *Journal of the Turkish Chemical Society Section A: Chemistry*, 9(2), 423-432. <https://doi.org/10.18596/jotcsa.978686>

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

Baghapour, M. A., Shirdarreh, M. R., & Faramarzian, M. (2015). Amoxicillin removal from aqueous solutions using submerged biological aerated filter. *Desalination and Water Treatment*, 54(3), 790-801. <https://doi.org/10.1080/19443994.2014.888014>

Baiju, A., Gandhimathi, R., Ramesh, S. T., & Nidheesh, P. V. (2018). Combined heterogeneous Electro-Fenton and biological process for the treatment of stabilized landfill leachate. *Journal of Environmental Management*, 210, 328-337. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.01.019>

Brillas, E., & Peralta-Hernández, J. M. (2026). Advances in Hybrid Photo-Fenton Processes for Treating Pharmaceutical Contaminants in Water and Wastewater Systems. *Water*, 18(8), 920. <https://doi.org/10.3390/w18080920>

Buitrago, J. L., Sanabria, J., Gútiérrez-Zapata, H. M., Urbano-Ceron, F. J., García-Barco, A., Osorio-Vargas, P., & Rengifo-Herrera, J. A. (2020). Photo-Fenton process at natural conditions of pH, iron, ions, and humic acids for degradation of diuron and amoxicillin. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(2), 1608-1624. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06700-y>

Cáñez-Cota, A. (2022). Plantas de tratamiento de aguas residuales municipales en México: Diagnóstico y desafíos de política pública. *Tecnología y ciencias del agua*, 13(1), 184-245. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2022-01-05>

Carbajo, J., Silveira, J. E., Pliego, G., Zazo, J. A., & Casas, J. A. (2021). Increasing Photo-Fenton process Efficiency: The effect of high temperatures. *Separation and Purification Technology*, 271, 118876. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2021.118876>

Christensen, M. L., Keiding, K., Nielsen, P. H., & Jørgensen, M. K. (2015). Dewatering in biological wastewater treatment: A review. *Water Research*, 82, 14-24. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.04.019>

CONAGUA. (2023). Estadísticas del Agua en México 2023 Comisión Nacional del Agua. https://sinav30.conagua.gob.mx:8080/port_publicaciones.html

Da Silva, E. S., Martins, A. S., Ribeiro, L. F. S., Cordeiro-Moura, J. R., Rodrigues, D. A. S., Picão, R. C., V. M. Starling, M. C., & Amorim, C. C. (2026). Tackling CECs and antimicrobial resistant bacteria in hospital wastewater using biological and AOP hybrid technologies. *Bioresource Technology*, 440, 133462. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2025.133462>

De Ilurdoz, M. S., Sadhwani, J. J., & Reboso, J. V. (2022). Antibiotic removal processes from water & wastewater for the protection of the aquatic environment—A review. *Journal of Water Process Engineering*, 45, 102474. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102474>

DOF. Diario Oficial de la Federación (2022). NOM-001-SEMARNAT-2021. Que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas

residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación. Consultado el 4/11/2024. Disponible en: https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5645374&fecha=11/03/2022#gs_c.tab=0

Deng, L., Guo, W., Ngo, H. H., Zhang, X., Wang, X. C., Zhang, Q., & Chen, R. (2016). New functional biocarriers for enhancing the performance of a hybrid moving bed biofilm reactor–membrane bioreactor system. *Bioresource Technology*, 208, 87-93. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.02.057>

Domínguez-Montero, L., De La Cruz Burelo, E., Viveros, A. P., & Poggi-Varaldo, H. (2025). Working Toward an Environmental Risk Assessment of Emerging Contaminants in Wastewater: The Case of Amoxicillin. *Water, Air, & Soil Pollution*, 236(6), 366. <https://doi.org/10.1007/s11270-025-08005-y>

Dorji, U., Tenzin, U., Dorji, P., Pathak, N., Johir, M. A. H., Volpin, F., Dorji, C., Chernicharo, C. A. L., Tijing, L., Shon, H., & Phuntsho, S. (2021). Exploring shredded waste PET bottles as a biofilter media for improved on-site sanitation. *Process Safety and Environmental Protection*, 148, 370-381. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2020.09.066>

DrugBank. (2024). Amoxicilina. Consultado el 25/09/2024. Disponible en: <https://go.drugbank.com/drugs/DB01060>

Du, C., Zhang, Y., Zhang, Z., Zhou, L., Yu, G., Wen, X., Chi, T., Wang, G., Su, Y., Deng, F., Lv, Y., & Zhu, H. (2022). Fe-based metal organic frameworks (Fe-MOFs) for organic pollutants removal via photo-Fenton: A review. *Chemical Engineering Journal*, 431, 133932. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.133932>

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>

Elizalde-Velázquez, A., Gómez-Oliván, L. M., Galar-Martínez, M., Islas-Flores, H., Dublán-García, O., & SanJuan-Reyes, N. (2016). Amoxicillin in the Aquatic Environment, Its Fate and Environmental Risk. En M. Larramendy & S. Soloneski (Eds.), *Environmental Health Risk—Hazardous Factors to Living Species*. InTech. <https://doi.org/10.5772/62049>

Espinosa-Ortiz, E. J., Gerlach, R., Peyton, B. M., Roberson, L., & Yeh, D. H. (2023). Biofilm reactors for the treatment of used water in space: potential, challenges, and future perspectives. *Biofilm*, 6, 100140. <https://doi.org/10.1016/j.bioflm.2023.100140>

Etebu, E., & Arikekpar, I. (s. f.). *Antibiotics: Classification and mechanisms of action with emphasis on molecular perspectives*.

Fauzi, Mhd., Parningotan, S., Pangastuti, N., Pentury, M. H., Manik, M. I. S., Nur, A., & Soewondo, P. (2026). Upcycled PET-Based Anoxic Biofilm Reactor (UPABR) for simultaneous removal of organic, nutrients, and microplastics from wastewater: Performance, kinetics, and mechanistic insights. *Cleaner Water*, 7, 100281. <https://doi.org/10.1016/j.clwat.2026.100281>

García-Menéndez, L., Leyva-Díaz, J. C., Díaz, E., & Ordóñez, S. (2021). Biological absorption as main route for amoxicillin reduction and heterotrophic kinetic modeling in a “NIPHO” bioreactor. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(2), 104775. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104775>

Garrido-Cardenas, J. A., Esteban-García, B., Agüera, A., Sánchez-Pérez, J. A., & Manzano-Agugliaro, F. (2019). Wastewater Treatment by Advanced Oxidation Process and Their Worldwide Research Trends. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(1), 170. <https://doi.org/10.3390/ijerph17010170>

Georgin, J., Franco, D. S. P., Meili, L., Dehmani, Y., Dos Reis, G. S., & Lima, E. C. (2023). Main advances and future prospects in the remediation of the antibiotic amoxicillin with a focus on adsorption technology: A critical review. *Journal of Water Process Engineering*, 56, 104407. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.104407>

- Ghazal, H., Koumaki, E., Hoslett, J., Malamis, S., Katsou, E., Barcelo, D., & Jouhara, H. (2022). Insights into current physical, chemical and hybrid technologies used for the treatment of wastewater contaminated with pharmaceuticals. *Journal of Cleaner Production*, 361, 132079. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.132079>
- Golchin, M., Khani, M., Sadani, M., Sadeghi, M., & Jahangiri-rad, M. (2021). Occurrence and Fate of Amoxicillin and Penicillin G Antibiotics in Hospital Wastewater Treatment Plants: A Case Study - Gonbad Kavous, Iran. *South African Journal of Chemistry*, 75. <https://doi.org/10.17159/0379-4350/2021/v75a11>
- Gómez-Canela, C., Edo, S., Rodríguez, N., Gotor, G., & Lacorte, S. (2021). Comprehensive Characterization of 76 Pharmaceuticals and Metabolites in Wastewater by LC-MS/MS. *Chemosensors*, 9(10), 273. <https://doi.org/10.3390/chemosensors9100273>
- Gómez-Regalado, M. D. C., Martín, J., Santos, J. L., Aparicio, I., Alonso, E., & Zafra-Gómez, A. (2023). Bioaccumulation/bioconcentration of pharmaceutical active compounds in aquatic organisms: Assessment and factors database. *Science of The Total Environment*, 861, 160638. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160638>
- González Peña, O. I., López Zavala, M. Á., & Cabral Ruelas, H. (2021). Pharmaceuticals Market, Consumption Trends and Disease Incidence Are Not Driving the Pharmaceutical Research on Water and Wastewater. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(5), 2532. <https://doi.org/10.3390/ijerph18052532>
- Gou, Y., Chen, P., Yang, L., Li, S., Peng, L., Song, S., & Xu, Y. (2021). Degradation of fluoroquinolones in homogeneous and heterogeneous photo-Fenton processes: A review. *Chemosphere*, 270, 129481. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129481>
- Guironnet, A., Wiest, L., & Vulliet, E. (2022). Improvement of the QuEChERS extraction step by matrix-dispersion effect and application on beta-lactams analysis

in wastewater sludge by LC-MS/MS. *Talanta*, 237, 122923. <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2021.122923>

Hernández-Tenorio, R. (2023). Pharmaceutical active compounds at drugs manufacturing wastewater: A review. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 20, 100870. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2023.100870>

Hinojosa Guerra, M. M., Oller Alberola, I., Malato Rodriguez, S., Agüera López, A., Acevedo Merino, A., & Quiroga Alonso, J. M. (2019). Oxidation mechanisms of amoxicillin and paracetamol in the photo-Fenton solar process. *Water Research*, 156, 232-240. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.055>

Hou, J., Long, X., Wang, X., Li, L., Mao, D., Luo, Y., & Ren, H. (2023). Global trend of antimicrobial resistance in common bacterial pathogens in response to antibiotic consumption. *Journal of Hazardous Materials*, 442, 130042. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.130042>

Hreiz, R., Latifi, M. A., & Roche, N. (2015). Optimal design and operation of activated sludge processes: State-of-the-art. *Chemical Engineering Journal*, 281, 900-920. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.06.125>

Hrioua, A., Loudiki, A., Farahi, A., Bakasse, M., Lahrich, S., Saqrane, S., & El Mhammedi, M. A. (2021). Recent advances in electrochemical sensors for amoxicillin detection in biological and environmental samples. *Bioelectrochemistry*, 137, 107687. <https://doi.org/10.1016/j.bioelechem.2020.107687>

Hu, T., Tang, L., Feng, H., Zhang, J., Li, X., Zuo, Y., Lu, Z., & Tang, W. (2022). Metal-organic frameworks (MOFs) and their derivatives as emerging catalysts for electro-Fenton process in water purification. *Coordination Chemistry Reviews*, 451, 214277. <https://doi.org/10.1016/j.ccr.2021.214277>

Hu, T., Zhang, J., Xu, X., Wang, X., Yang, C., Song, C., Wang, S., & Zhao, S. (2023). Bioaccumulation and trophic transfer of antibiotics in the aquatic and terrestrial food

webs of the Yellow River Delta. *Chemosphere*, 323, 138211. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138211>

Hutchings, M. I., Truman, A. W., & Wilkinson, B. (2019). Antibiotics: Past, present and future. *Current Opinion in Microbiology*, 51, 72-80. <https://doi.org/10.1016/j.mib.2019.10.008>

Huttner, A., Bielicki, J., Clements, M. N., Frimodt-Møller, N., Muller, A. E., Paccaud, J.-P., & Mouton, J. W. (2020). Oral amoxicillin and amoxicillin–clavulanic acid: Properties, indications and usage. *Clinical Microbiology and Infection*, 26(7), 871-879. <https://doi.org/10.1016/j.cmi.2019.11.028>

Indunil Karunarathna, T Hapuarachchi, P Gunasena, U Ekanayake, S Rajapaksha, K Gunawardana, P Aluthge, Bandara, S., Asoka Jayawardana, Kapila De Alvis, & S Gunathilake. (2024). *Comprehensive Review of Amoxicillin: Indications, Mechanism of Action, and Clinical Application*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.29682.31681>

Iwu, C. D., Korsten, L., & Okoh, A. I. (2020). The incidence of antibiotic resistance within and beyond the agricultural ecosystem: A concern for public health. *MicrobiologyOpen*, 9(9), e1035. <https://doi.org/10.1002/mbo3.1035>

Jalali, S., Ardjmand, M., Ramavandi, B., & Nosratinia, F. (2021). Removal of amoxicillin from wastewater in the presence of H₂O₂ using modified zeolite Y- MgO catalyst: An optimization study. *Chemosphere*, 274, 129844. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129844>

Kadji, H., Yahiaoui, I., Garti, Z., Amrane, A., & Aissani-Benissad, F. (2021). Kinetic degradation of amoxicillin by using the electro-Fenton process in the presence of a graphite rods from used batteries. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, 32, 183-190. <https://doi.org/10.1016/j.cjche.2020.08.032>

Khan, M. F., Yu, L., Achari, G., & Tay, J. H. (2019). Degradation of sulfolane in aqueous media by integrating activated sludge and advanced oxidation process. *Chemosphere*, 222, 1-8. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.01.097>

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>

Khan, S., Naushad, Mu., Govarthan, M., Iqbal, J., & Alfadul, S. M. (2022). Emerging contaminants of high concern for the environment: Current trends and future research. *Environmental Research*, 207, 112609. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112609>

Kılıç, Z. (2020). The importance of water and conscious use of water. *International Journal of Hydrology*, 4(5), 239-241. <https://doi.org/10.15406/ijh.2020.04.00250>

Kokina, K., Mezule, L., Gruskevica, K., Neilands, R., Golovko, K., & Juhna, T. (2022). Impact of Rapid pH Changes on Activated Sludge Process. *Applied Sciences*, 12(11), 5754. <https://doi.org/10.3390/app12115754>

Kumar, R., Saini, G. K., & Jawed, M. (2023). Assessing recovery potential of aerobic sludge biomass stressed with amoxicillin. *Environmental Technology & Innovation*, 31, 103225. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2023.103225>

Lago, A., Rocha, V., Barros, O., Silva, B., & Tavares, T. (2024). Bacterial biofilm attachment to sustainable carriers as a clean-up strategy for wastewater treatment: A review. *Journal of Water Process Engineering*, 63, 105368. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.105368>

Laizer, A. G. K., Bidu, J. M., Selemani, J. R., & Njau, K. N. (2022). Improving biological treatment of textile wastewater. *Water Practice and Technology*, 17(1), 456-468. <https://doi.org/10.2166/wpt.2021.083>

Langbehn, R. K., Michels, C., & Soares, H. M. (2021). Antibiotics in wastewater: From its occurrence to the biological removal by environmentally conscious

technologies. *Environmental Pollution*, 275, 116603.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116603>

Ledakowicz, S., & Paździor, K. (2021). Recent Achievements in Dyes Removal Focused on Advanced Oxidation Processes Integrated with Biological Methods. *Molecules*, 26(4), 870. <https://doi.org/10.3390/molecules26040870>

Ley de Aguas Nacionales. (2023). DOF 08-05-2023. Recuperado el 20/11/2024. Disponible en: <https://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/LAN.pdf> 31

Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente. LGEEPA. (2023). DOF 08-05-2023. Recuperado el 20/11/2024. Disponible en: <https://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/LGEEPA.pdf>

Li, P., Wang, Y., Huang, B., Guan, S., Luan, T., Lin, G., & Yuan, K. (2022). Antibiotics in wastewater of Guangdong, China: Distribution patterns, and their environmental risk due to incomplete removal. *Science of The Total Environment*, 849, 157889. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157889>

Lin, Y., Qiao, J., Sun, Y., & Dong, H. (2025). The profound review of Fenton process: What's the next step? *Journal of Environmental Sciences*, 147, 114-130. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2023.10.005>

Liu, Y., & Wang, J. (2023). Multivalent metal catalysts in Fenton/Fenton-like oxidation system: A critical review. *Chemical Engineering Journal*, 466, 143147. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2023.143147>

López Ramírez, M. A., Castellanos Onorio, O. P., Lango Reynoso, F., Castañeda Chávez, M. D. R., Montoya Mendoza, J., Sosa Villalobos, C. A., & Ortiz Muñiz, B. (2021). Oxidación avanzada como tratamiento alternativo para las aguas residuales. Una revisión. *Enfoque UTE*, 12(4), 76-87. <https://doi.org/10.29019/enfoqueute.769>

Lyu, J., Yang, L., Zhang, L., Ye, B., & Wang, L. (2020). Antibiotics in soil and water in China—a systematic review and source analysis. *Environmental Pollution*, 266, 115147. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115147>

- Machulek, A., Moraes, J. E. F., Okano, L. T., Silvério, C. A., & Quina, F. H. (2009). Photolysis of ferric ions in the presence of sulfate or chloride ions: Implications for the photo-Fenton process. *Photochemical & Photobiological Sciences*, 8(7), 985-991. <https://doi.org/10.1039/b900553f>
- Manivannan, B., Nallathambi, G., & Devasena, T. (2022). Alternative methods of monitoring emerging contaminants in water: A review. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 24(11), 2009-2031. <https://doi.org/10.1039/D2EM00237J>
- Mansour, D., Fourcade, F., Soutrel, I., Hauchard, D., Bellakhal, N., & Amrane, A. (2015). Mineralization of synthetic and industrial pharmaceutical effluent containing trimethoprim by combining electro-Fenton and activated sludge treatment. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 53, 58-67. <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2015.02.022>
- Martínez, F., Molina, R., Rodríguez, I., Pariente, M. I., Segura, Y., & Melero, J. A. (2018). Techno-economical assessment of coupling Fenton/biological processes for the treatment of a pharmaceutical wastewater. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6(1), 485-494. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.12.008>
- Mirzaei, A., Chen, Z., Haghighat, F., & Yerushalmi, L. (2017). Removal of pharmaceuticals from water by homo/heterogeneous Fenton-type processes – A review. *Chemosphere*, 174, 665-688. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.02.019>
- Mokhtariazar, A., Hassani, A. H., Borghei, M., & Massoudinejad, M. (2024). A comparative study on performance of the conventional and fixed-bed membrane bioreactors for treatment of Naproxen from pharmaceutical wastewater. *Scientific Reports*, 14(1), 9944. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-52872-0>
- Moradi, M., Elahinia, A., Vasseghian, Y., Dragoi, E.-N., Omid, F., & Mousavi Khaneghah, A. (2020). A review on pollutants removal by Sono-photo -Fenton processes. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8(5), 104330. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104330>

Moreira Pinto, A. R., Martins, C. R., Carvalho, J. F. D., Ferrari, V. B., Vasconcellos, S. P. D., & Moraes, J. E. F. D. (2023). Degradation of amoxicillin applying photo-Fenton and acid hydrolysis processes with toxicity evaluation via antimicrobial susceptibility tests. *Environmental Technology*, 44(27), 4248-4259. <https://doi.org/10.1080/09593330.2022.2089056>

Morgan-Sagastume, F., & Allen, D. G. (2003). Effects of temperature transient conditions on aerobic biological treatment of wastewater. *Water Research*, 37(15), 3590-3601. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(03\)00270-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(03)00270-7)

Morin-Crini, N., Lichtfouse, E., Liu, G., Balaram, V., Ribeiro, A. R. L., Lu, Z., Stock, F., Carmona, E., Teixeira, M. R., Picos-Corrales, L. A., Moreno-Piraján, J. C., Giraldo, L., Li, C., Pandey, A., Hocquet, D., Torri, G., & Crini, G. (2022). Worldwide cases of water pollution by emerging contaminants: A review. *Environmental Chemistry Letters*, 20(4), 2311-2338. <https://doi.org/10.1007/s10311-022-01447-4>

Morseletto, P., Mooren, C. E., & Munaretto, S. (2022). Circular Economy of Water: Definition, Strategies and Challenges. *Circular Economy and Sustainability*, 2(4), 1463-1477. <https://doi.org/10.1007/s43615-022-00165-x>

Murray, A. K., Stanton, I., Gaze, W. H., & Snape, J. (2021). Dawning of a new ERA: Environmental Risk Assessment of antibiotics and their potential to select for antimicrobial resistance. *Water Research*, 200, 117233. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117233>

Musa, M. A., & Idrus, S. (2021). Physical and Biological Treatment Technologies of Slaughterhouse Wastewater: A Review. *Sustainability*, 13(9), 4656. <https://doi.org/10.3390/su13094656>

Mutuku, C., Gazdag, Z., & Melegh, S. (2022). Occurrence of antibiotics and bacterial resistance genes in wastewater: Resistance mechanisms and antimicrobial resistance control approaches. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 38(9), 152. <https://doi.org/10.1007/s11274-022-03334-0>

Naderi, M., Asadpour, S., Nekoeinia, M., & Kooravand, M. (2023). Ultrasound assisted Sono-Fenton process including FeMnO₃ nanocatalysts for degradation of phenazopyridine. *Journal of Molecular Liquids*, 390, 122916. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2023.122916>

National Center for Biotechnology Information (NCBI). (2024). PubChem Compound Summary for Amoxicillin. Recuperado el 12/11/2024. Disponible en: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/33613>

Narayanan, C. M., & Narayan, V. (2019). Biological wastewater treatment and bioreactor design: A review. *Sustainable Environment Research*, 29(1), 33. <https://doi.org/10.1186/s42834-019-0036-1>

Nasr Esfahani, K., Pérez-Moya, M., & Graells, M. (2022). Modelling of the photo-Fenton process with flexible hydrogen peroxide dosage: Sensitivity analysis and experimental validation. *Science of The Total Environment*, 839, 155941. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155941>

Nayebi, B., & Ayati, B. (2021). Degradation of Emerging Amoxicillin Compound from Water Using the Electro-Fenton Process with an Aluminum Anode. *Water Conservation Science and Engineering*, 6(1), 45-54. <https://doi.org/10.1007/s41101-021-00101-4>

Nidheesh, P. V., Couras, C., Karim, A. V., & Nadais, H. (2022). A review of integrated advanced oxidation processes and biological processes for organic pollutant removal. *Chemical Engineering Communications*, 209(3), 390-432. <https://doi.org/10.1080/00986445.2020.1864626>

Noguera-Oviedo, K., & Aga, D. S. (2016). Lessons learned from more than two decades of research on emerging contaminants in the environment. *Journal of Hazardous Materials*, 316, 242-251. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.04.058>

Nuñez-García, U., Navarro-Gómez, H. I., González-Sandoval, M. D. R., & Flores-Badillo, J. (2023). Tratamiento biológico de aguas residuales con perspectiva de

economía circular. *Pădi Boletín Científico de Ciencias Básicas e Ingenierías del ICBI*, 11(Especial3), 112-122. <https://doi.org/10.29057/icbi.v11iEspecial3.11486>

Ortega Ramírez, A. T., & Sánchez Rodríguez, N. (2021). Tratamientos avanzados para la potabilización de aguas residuales. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 31(2), 121-134. <https://doi.org/10.18359/rcin.5343>

Palacio, D. A., Urbano, B. F., & Rivas, B. L. (2021). Water-soluble polymers with the ability to remove amoxicillin as emerging pollutant from water. *Environmental Technology & Innovation*, 23, 101589. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101589>

Pancu, D. F., Scurtu, A., Macasoi, I. G., Marti, D., Mioc, M., Soica, C., Coricovac, D., Horhat, D., Poenaru, M., & Dehelean, C. (2021). Antibiotics: Conventional Therapy and Natural Compounds with Antibacterial Activity—A Pharmaco-Toxicological Screening. *Antibiotics*, 10(4), 401. <https://doi.org/10.3390/antibiotics10040401>

Perini, J. A. L., Tonetti, A. L., Vidal, C., Montagner, C. C., & Nogueira, R. F. P. (2018). Simultaneous degradation of ciprofloxacin, amoxicillin, sulfathiazole and sulfamethazine, and disinfection of hospital effluent after biological treatment via photo-Fenton process under ultraviolet germicidal irradiation. *Applied Catalysis B: Environmental*, 224, 761-771. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2017.11.021>

Phoon, B. L., Ong, C. C., Mohamed Saheed, M. S., Show, P.-L., Chang, J.-S., Ling, T. C., Lam, S. S., & Juan, J. C. (2020). Conventional and emerging technologies for removal of antibiotics from wastewater. *Journal of Hazardous Materials*, 400, 122961. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122961>

Pino-Otín, M. R., Lorca, G., Langa, E., Roig, F., Terrado, E. M., & Ballester, D. (2023). Assessing the Ecotoxicity of Eight Widely Used Antibiotics on River Microbial Communities. *International Journal of Molecular Sciences*, 24(23), 16960. <https://doi.org/10.3390/ijms242316960>

Pirsaheb, M., Hossaini, H., Raad, N. K., Kianpour, S., & Hossini, H. (2023). A systematic review on photo-Fenton process as an efficient advanced oxidation for

degradation of amoxicillin in aqueous environments. *Reviews on Environmental Health*, 38(2), 313-326. <https://doi.org/10.1515/reveh-2021-0155>

Previšić, A., Rožman, M., Mor, J.-R., Acuña, V., Serra-Compte, A., Petrović, M., & Sabater, S. (2020). Aquatic macroinvertebrates under stress: Bioaccumulation of emerging contaminants and metabolomics implications. *Science of The Total Environment*, 704, 135333. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135333>

Rahmani, A. R., Mousavi-Tashar, A., Masoumi, Z., & Azarian, G. (2019). Integrated advanced oxidation process, sono-Fenton treatment, for mineralization and volume reduction of activated sludge. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 168, 120-126. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.10.069>

Rekhate, C. V., & Srivastava, J. K. (2020). Recent advances in ozone-based advanced oxidation processes for treatment of wastewater- A review. *Chemical Engineering Journal Advances*, 3, 100031. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.100031>

Riffat, R., & Husnain, T. (2022). *Fundamentals of Wastewater Treatment and Engineering* (2.^a ed.). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781003134374>

Rodrigues Pires Da Silva, J., Alves Monteiro, M., De Mendonça Ochs, S., Da Silva Moura, C., Da Fonseca, F. V., & Piacsek Borges, C. (2021). Study of effects of pharmaceuticals on the activated sludge process combining advanced oxidation using ultraviolet/hydrogen peroxide to increase their removal and mineralization of wastewater. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(1), 104576. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104576>

Rodríguez-Mozaz, S., Huerta, B., & Barceló, D. (2015). Bioaccumulation of Emerging Contaminants in Aquatic Biota: Patterns of Pharmaceuticals in Mediterranean River Networks. En M. Petrovic, S. Sabater, A. Elosegi, & D. Barceló (Eds.), *Emerging Contaminants in River Ecosystems* (Vol. 46, pp. 121-141). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/698_2015_5015

Rodriguez-Mozaz, S., Vaz-Moreira, I., Varela Della Giustina, S., Llorca, M., Barceló, D., Schubert, S., Berendonk, T. U., Michael-Kordatou, I., Fatta-Kassinos, D., Martinez, J. L., Elpers, C., Henriques, I., Jaeger, T., Schwartz, T., Paulshus, E., O'Sullivan, K., Pärnänen, K. M. M., Virta, M., Do, T. T., ... Manaia, C. M. (2020). Antibiotic residues in final effluents of European wastewater treatment plants and their impact on the aquatic environment. *Environment International*, 140, 105733. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105733>

Rodriguez-Narvaez, O. M., Peralta-Hernandez, J. M., Goonetilleke, A., & Bandala, E. R. (2017). Treatment technologies for emerging contaminants in water: A review. *Chemical Engineering Journal*, 323, 361-380. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.04.106>

Rout, P. R., Zhang, T. C., Bhunia, P., & Surampalli, R. Y. (2021). Treatment technologies for emerging contaminants in wastewater treatment plants: A review. *Science of The Total Environment*, 753, 141990. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141990>

Saleh, I. A., Zouari, N., & Al-Ghouti, M. A. (2020). Removal of pesticides from water and wastewater: Chemical, physical and biological treatment approaches. *Environmental Technology & Innovation*, 19, 101026. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101026>

Santos, H. A., De Carvalho, A. P. A., & De Araújo, J. C. (2024). Impact of health index and hospitals on dissemination of antibiotic resistance in two sewersheds of the third largest metropolitan region of Brazil. *Cleaner Water*, 2, 100021. <https://doi.org/10.1016/j.clwat.2024.100021>

Saravanan, A., Deivayanai, V. C., Kumar, P. S., Rangasamy, G., Hemavathy, R. V., Harshana, T., Gayathri, N., & Alagumalai, K. (2022). A detailed review on advanced oxidation process in treatment of wastewater: Mechanism, challenges and future outlook. *Chemosphere*, 308, 136524. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136524>

Saxena, V., Padhi, S. K., & Jhunjhunwala, U. (2021). Treatment of domestic sewage and leachate using a moving bed hybrid bioreactor. *Environmental Technology & Innovation*, 24, 101998. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101998>

Secretaría de Economía. (2013). NMX-AA-030/2-SCFI-2011. Análisis de agua – Determinación de la demanda química de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas – Método de prueba – Parte 2 – Determinación del índice de la demanda química de oxígeno – Método de tubo sellado a pequeña escala. Dirección General de Normas. Consultado el 2/11/2024. Disponible en: <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166774/NMX-AA-030-1-SCFI-2012.pdf>

Secretaría de Economía. (2015). NMX-AA-034-SCFI-2015. Análisis de agua – Medición de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas – Método de prueba. Dirección General de Normas. Consultado el 13/10/2024. Disponible en: <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166146/nmx-aa-034-scfi-2015.pdf>

Schweitzer, L., & Noblet, J. (2018). Water Contamination and Pollution. En *Green Chemistry* (pp. 261-290). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809270-5.00011-X>

Setiawan, A. S., Nur, A., Fauzi, Mhd., Oginawati, K., & Soewondo, P. (2023). Effects of Different Polymeric Materials on the Bacterial Attachment and Biofilm Formation in Anoxic Fixed-Bed Biofilm Reactors. *Water, Air, & Soil Pollution*, 234(3), 147. <https://doi.org/10.1007/s11270-023-06174-2>

Shahi, P. B., Manandhar, S., Angove, M. J., & Paudel, S. R. (2024). Performance evaluation of species varied fixed bed biofilm reactor for wastewater treatment of Dhobi Khola outfall, Setopul, Kathmandu, Nepal. *Science of The Total Environment*, 942, 173752. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173752>

- Sharma, M., Agarwal, S., Agarwal Malik, R., Kumar, G., Pal, D. B., Mandal, M., Sarkar, A., Bantun, F., Haque, S., Singh, P., Srivastava, N., & Gupta, V. K. (2023). Recent advances in microbial engineering approaches for wastewater treatment: A review. *Bioengineered*, 14(1), 2184518. <https://doi.org/10.1080/21655979.2023.2184518>
- Sharma, S., & Bhattacharya, A. (2017). Drinking water contamination and treatment techniques. *Applied Water Science*, 7(3), 1043-1067. <https://doi.org/10.1007/s13201-016-0455-7>
- Sodhi, K. K., Kumar, M., & Singh, D. K. (2021). Insight into the amoxicillin resistance, ecotoxicity, and remediation strategies. *Journal of Water Process Engineering*, 39, 101858. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101858>
- Sonune, A., & Ghate, R. (2004). Developments in wastewater treatment methods. *Desalination*, 167, 55-63. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2004.06.113>
- Sruthi, T., Gandhimathi, R., Ramesh, S. T., & Nidheesh, P. V. (2018). Stabilized landfill leachate treatment using heterogeneous Fenton and electro-Fenton processes. *Chemosphere*, 210, 38-43. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.06.172>
- Stephens, G. L., Slingo, J. M., Rignot, E., Reager, J. T., Hakuba, M. Z., Durack, P. J., Worden, J., & Rocca, R. (2020). Earth's water reservoirs in a changing climate. *Proceedings of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 476(2236), 20190458. <https://doi.org/10.1098/rspa.2019.0458>
- Szekeres, E., Chiriac, C. M., Baricz, A., Szőke-Nagy, T., Lung, I., Soran, M.-L., Rudi, K., Dragos, N., & Coman, C. (2018). Investigating antibiotics, antibiotic resistance genes, and microbial contaminants in groundwater in relation to the proximity of urban areas. *Environmental Pollution*, 236, 734-744. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.107>

- Taoufik, N., Boumya, W., Achak, M., Sillanpää, M., & Barka, N. (2021). Comparative overview of advanced oxidation processes and biological approaches for the removal pharmaceuticals. *Journal of Environmental Management*, 288, 112404. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112404>
- Trovó, A. G., Pupo Nogueira, R. F., Agüera, A., Fernandez-Alba, A. R., & Malato, S. (2011). Degradation of the antibiotic amoxicillin by photo-Fenton process – Chemical and toxicological assessment. *Water Research*, 45(3), 1394-1402. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.10.029>
- Verma, M., & Haritash, A. K. (2019). Degradation of amoxicillin by Fenton and Fenton-integrated hybrid oxidation processes. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(1), 102886. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.102886>
- Wang, F., Sun, Z., Shi, X., Wang, L., Zhang, W., & Zhang, Z. (2023). Mechanism analysis of hydroxypropyl guar gum degradation in fracture flowback fluid by homogeneous sono-Fenton process. *Ultrasonics Sonochemistry*, 93, 106298. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2023.106298>
- Wang, H., Lou, X., Hu, Q., & Sun, T. (2021). Adsorption of antibiotics from water by using Chinese herbal medicine residues derived biochar: Preparation and properties studies. *Journal of Molecular Liquids*, 325, 114967. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2020.114967>
- Waqas, S., Harun, N. Y., Sambudi, N. S., Abioye, K. J., Zeeshan, M. H., Ali, A., Abdulrahman, A., Alkhattabi, L., & Alsaadi, A. S. (2023). Effect of Operating Parameters on the Performance of Integrated Fixed-Film Activated Sludge for Wastewater Treatment. *Membranes*, 13(8), 704. <https://doi.org/10.3390/membranes13080704>
- Xu, M., Wu, C., & Zhou, Y. (2020). Advancements in the Fenton Process for Wastewater Treatment. En C. Bustillo-Lecompte (Ed.), *Advanced Oxidation Processes—Applications, Trends, and Prospects*. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.90256>

- Yadav, D., Rangabhashiyam, S., Verma, P., Singh, P., Devi, P., Kumar, P., Hussain, C. M., Gaurav, G. K., & Kumar, K. S. (2021). Environmental and health impacts of contaminants of emerging concerns: Recent treatment challenges and approaches. *Chemosphere*, 272, 129492. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129492>
- Yang, Q., Gao, Y., Ke, J., Show, P. L., Ge, Y., Liu, Y., Guo, R., & Chen, J. (2021). Antibiotics: An overview on the environmental occurrence, toxicity, degradation, and removal methods. *Bioengineered*, 12(1), 7376-7416. <https://doi.org/10.1080/21655979.2021.1974657>
- Yazidi, A., Atrous, M., Edi Soetaredjo, F., Sellaoui, L., Ismadji, S., Erto, A., Bonilla-Petriciolet, A., Luiz Dotto, G., & Ben Lamine, A. (2020). Adsorption of amoxicillin and tetracycline on activated carbon prepared from durian shell in single and binary systems: Experimental study and modeling analysis. *Chemical Engineering Journal*, 379, 122320. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.122320>
- Zainab, S. M., Junaid, M., Xu, N., & Malik, R. N. (2020). Antibiotics and antibiotic resistant genes (ARGs) in groundwater: A global review on dissemination, sources, interactions, environmental and human health risks. *Water Research*, 187, 116455. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116455>
- Zhang, H., Du, M., Jiang, H., Zhang, D., Lin, L., Ye, H., & Zhang, X. (2015). Occurrence, seasonal variation and removal efficiency of antibiotics and their metabolites in wastewater treatment plants, Jiulongjiang River Basin, South China. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 17(1), 225-234. <https://doi.org/10.1039/C4EM00457D>
- 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>
- Zheng, S., Lou, B., Yang, Z., Ou, D., & Ai, N. (2024). Enhancing Wastewater Treatment with Aerobic Granular Sludge: Impacts of Tetracycline Pressure on

Microbial Dynamics and Structural Stability. *Microorganisms*, 12(9), 1913. <https://doi.org/10.3390/microorganisms12091913>

Ziembowicz, S., & Kida, M. (2022). Limitations and future directions of application of the Fenton-like process in micropollutants degradation in water and wastewater treatment: A critical review. *Chemosphere*, 296, 134041. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134041>

Zúñiga Hernández, E. M., Ramos López, M. Á., Zavala Gómez, C. E., Campos Guillén, J., Ledesma García, J., Arriaga Hurtado, L. G., Amaro Reyes, A., Sandoval Cárdenas, D. I., & Rodríguez Morales, J. A. (2023). Caracterización de comunidades bacterianas establecidas en un reactor biológico fijo para el tratamiento de efluentes domésticos. *Nova Scientia*, 15(31), 1-23. <https://doi.org/10.21640/ns.v15i31.3095>