



TECNOLOGÍAS ELECTROQUÍMICAS MICROBIANAS PARA
LA DEGRADACIÓN DE SULFAMETOXAZOL PRESENTE EN
EFLUENTES INDUSTRIALES

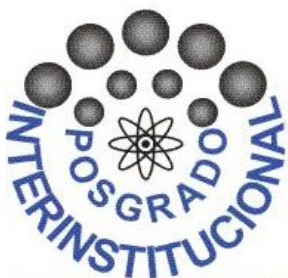
Tesis

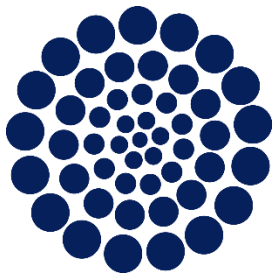
QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADEMICO DE

*Maestro en Ciencia y Tecnología
con Especialidad de Ingeniería Ambiental*

PRESENTA

I.A. Pamela García Sanchez





CONAHCYT

CONSEJO NACIONAL DE HUMANIDADES
CIENCIAS Y TECNOLOGÍAS



c i d e t e q

Este trabajo fue realizado en el Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica, S. C. (CIDETEQ), bajo la dirección del Dr. Francisco Javier Bacame Valenzuela



Ciencia y Tecnología

Dr. Luis Antonio Ortiz Frade
Director de Posgrado
PICYT – CIDETEQ
Querétaro

Los abajo firmantes, miembros del comité tutorial de la alumna PAMELA GARCÍA SÁNCHEZ, una vez leída y revisada la Tesis “TECNOLOGÍAS ELECTROQUÍMICAS MICROBIANAS PARA LA DEGRADACIÓN DE SULFAMETOXAZOL PRESENTE EN EFLUENTES INDUSTRIALES”, aceptamos que la referida tesis revisada y corregida sea presentada por el alumna para aspirar al grado de Maestra en Ciencia y Tecnología con especialidad en INGENIERIA AMBIENTAL durante el Examen de Grado correspondiente.

Y para que así conste, firmó la presente el 27 día del mes de noviembre del año 2023.


Dra. Erika Bustos Bustos


Dra. Ma. Yolanda Reyes Vidal


Dr. Jesús Bernardino Velázquez Fernández



CIENCIA Y TECNOLOGÍA

Dr. Luis Antonio Ortiz Frade
Director de Posgrado
PICYT – CIDETEQ
Querétaro

Los abajo firmantes, miembros del Jurado de Examen de la alumna **PAMELA GARCÍA SÁNCHEZ**, una vez leída y revisada la Tesis **“TECNOLOGÍAS ELECTROQUÍMICAS MICROBIANAS PARA LA DEGRADACIÓN DE SULFAMETOXAZOL PRESENTES EN EFLUENTES INDUSTRIALES”**, aceptamos que la referida tesis revisada y corregida sea presentada por la alumna para aspirar al grado de Maestra en Ciencia y Tecnología con especialidad en INGENIERIA AMBIENTAL durante el Examen de Grado correspondiente.

Y para que así conste, firmó la presente el 27 día del mes de noviembre del año 2023.

Dra. Irma Robles Gutiérrez
Presidente

Dra. María Yolanda Reyes Vidal
Secretario

M. en C. Jesús Cárdenas Mijangos
Vocal

AGRADECIMIENTOS

Al proyecto No. 102967 denominado: “Estudio de la incidencia, persistencia y actividad microbiana en la degradación de los contaminantes emergentes en sistemas en tratamiento de agua residual doméstica en México” de la Convocatoria denominada “Ciencia de Frontera 2019”-CONAHCYT.

AGRADECIMIENTOS

A CONACYT por la beca otorgada y por el financiamiento a través del proyecto No. 102967 denominado: “Estudio de la incidencia, persistencia y actividad microbiana en la degradación de los contaminantes emergentes en sistemas en tratamiento de agua residual doméstica en México” de la Convocatoria denominada “Ciencia de Frontera 2019”-CONAHCYT.

A CIDETEQ por permitirme el acceso a sus instalaciones, laboratorios y equipos.

A Dr. Francisco Javier Bacame Valenzuela por guiarme en este camino de la ciencia y por darme la oportunidad su apoyo para hacer realidad esta tesis.

A la Dra. Ma. Yolanda Reyes Vidal por permitirme unirme a su equipo de trabajo, consejos y consejos.

A mi comité tutorial por brindarme su apoyo y paciencia en el transcurso de la elaboración de esta tesis (Dra. Ma. Yolanda Reyes Vidal, Dra. Erika Bustos Bustos y Dr. Jesús Velázquez Fernández)

DEDICATORIA

A mi Mamá por estar para mí cuando no tenía fe en mí misma y enseñarme en que todo se puede lograr. Gracias infinitas por haberme enseñado tanto mamikina.

A el Dr. Javier por apoyarme, por sus consejos y su valiosa amistad en el transcurso de estos años. Por inspirarme a ser una mejor persona y estudiante. Gracias.

A la Dra. Yolanda por alentarme desde el primer día que llegue a CIDETEQ, por haber compartido conmigo muchas enseñanzas.

A Posadas, por creer en mí y estar incluso en los días fríos. Gracias por acompañarme en este camino con tu cariño, paciencia y reproduciéndome mameshiba cuando estaba apurada

A mis amigos, Mayra, Arnold y Alberto, gracias por haber hecho mis días más bonitos, a pesar de tener muchas cosas que hacer. No faltaron las risas, pero si los pesos para apostar.

A el futuro Dr. Jesús Perez por haberme enseñado desde prender un potencióstato hasta como quedarme con un cajón del lab. Gracias por ayudarme en estos años, primo hermane mayor.

A Mis amigos de laboratorio Michel, Regina, Ximena, Marco y Fany por brindarme su amistad dentro y fuera del horario CIDETEQ. Los quiero de mujersh.

A Totoro por alegrar mis días de visita a casa y recordarme que puedo ser niña por unos instantes.

1 Tabla de contenido

RESUMEN	11
ABSTRACT.....	12
2 INTRODUCCIÓN	13
2.1 Justificación.....	14
2.2 Hipótesis.....	14
2.3 Objetivo general	14
2.3.1 Objetivos particulares	14
3 MARCO TEORICO	16
3.1 Contaminación del agua.....	16
3.2 Contaminantes emergentes.....	17
3.2.1 Monitoreo ambiental en México.....	18
3.2.2 Plantas de tratamiento de aguas residuales	20
3.3 Antibióticos	22
3.3.1 Sulfametoxazol (SMX).....	23
3.3.2 Características químicas del sulfametoxazol	23
3.3.3 Estrategias para la remoción y degradación del sulfametoxazol	24
3.4 Tecnologías electroquímicas microbianas	26
3.4.1 Celdas de combustible microbianas para el tratamiento de CE.....	28
3.4.2 Parámetros críticos en el desempeño del TEM.....	30
4 MATERIALES Y MÉTODOS.....	32
4.1 Consorcio microbiano y condiciones de cultivo	32
4.2 Tratamiento químico de la superficie de carbono	33
4.3 Colonización del electrodo de trabajo.....	33
4.4 Espectroscopía Raman y FT-IR	35

4.5	Caracterización por cromatografía de líquidos de ultra alta presión (HPLC).....	35
5	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	36
5.1	Tolerancia al sulfametoxazol	36
5.2	Tratamiento químico del electrodo de tela de carbono	37
5.3	Colonización del electrodo de tela de carbono a partir del consorcio microbiano	41
5.4	Remoción de sulfametoxazol de un agua residual sintética.....	51
	CONCLUSIÓN.....	56
	RECOMENDACIONES Y PERSPECTIVAS	57
	REFERENCIAS.....	58

ABREVIATURAS

CE	Contaminantes Emergentes
SMX	Sulfametoxazol
PFCPs	Productos Farmacéuticos y de Cuidado Personal
PTAR	Plantas de Tratamientos de Aguas Residuales
TEM	Tecnologías Electroquímicas Microbianas
CCM	Celdas de Combustible Microbianas
CEM	Celda Electrolisis Microbiana
EF	ElectroFenton
HPLC	(High Performance Liquid Chromatographic) Cromatografía de Líquidos de Alta Resolución
CA	Cronoamperometría
VC	Voltamperometría Cíclica
VCA	Voltaje a Circuito Abierto
LA	Lodos Activados
LB	Luria Bertani
SBF	Solución de Buffer de Fosfato
TRH	Tiempos de Retención Hidráulica
MEB	Microscopía Electrónica de Barrido
ETC	Electrodo de Tela de Carbono
FT-IR	Espectroscopia Infrarroja con Transformada de Fourier
Sat´	Saturado

RESUMEN

La presencia de los contaminantes emergentes en aguas residuales va en aumento, debido a las características de persistencia, bioacumulación y toxicidad causando efectos negativos al ecosistema y a la salud humana. Los antibióticos presentes en aguas residuales tienden acumulándose en sus lodos los cuales entran en contacto con microorganismos, lo cual les permite adaptarse a los contaminantes. Se han reportado que existen microorganismos capaces de degradar fármacos. Una alternativa prometedora para tal efecto son las tecnologías electroquímicas microbianas (TEM) sistemas que, mediante un arreglo de electrodos inmersos en un contenedor con aguas residuales, pueden degradar a los contaminantes con ayuda de microorganismos llamados electrogénicos, generando energía al consumir diversos contaminantes entre ellos los fármacos. El presente trabajo propone a las celdas de electrolisis microbianas, un tipo de TEM, para la degradación de sulfametoxazol, utilizando consorcios microbianos extraídos de lodos activados de una planta tratadora de agua residual (PTAR). Para este trabajo se utilizó una celda analítica de 3 electrodos y técnicas de análisis electroquímico de voltamperometría cíclica (VC) y cronoamperometría (CA). Como electrodo de trabajo se utilizó tela de carbono, el electrodo de referencia fue Ag|AgCl y el contraelectrodo acero inoxidable. Como electrolito se utilizó medio Luria Bertani con 20 ppm de SMX. Los estudios de CV se realizaron a diferentes velocidades de barrido y 5 ciclos de barridos cíclicos. La colonización comenzó con la preparación de un inóculo del consorcio microbiano en caldo LB, incubado con una agitación de 150 rpm y 30°C durante 12 horas. Una vez acondicionado el consorcio microbiano, se procedió a la medición de las técnicas entre el consorcio y el electrodo de tela de carbono. La corriente media máxima registrada fue de $\sim 2.95 \pm 0.50 \mu\text{A}$. La cuantificación de sulfametoxazol se llevó a cabo mediante cromatografía de líquidos (HPLC) en donde se obtuvo la remoción de 85%. Demostrando que las TEM inoculadas con lodos de una PTAR como biocatalizador favorece la remoción de contaminantes emergentes como el sulfametoxazol.

ABSTRACT

The presence of emerging contaminants in wastewater is increasing, due to the characteristics of persistence, bioaccumulation and toxicity causing negative effects to the eco-system and human health. Antibiotics present in wastewater tend to accumulate in their sludge, which comes into contact with microorganisms, allowing them to adapt to the contaminants. It has been reported that there are microorganisms capable of degrading drugs. A promising alternative for this purpose are microbial electrochemical technologies (TEM) systems that, through an array of electrodes immersed in a container with wastewater, can degrade pollutants with the help of microorganisms called electrogenic, generating energy by consuming various pollutants including drugs. The present work proposes microbial electrolysis cells, a type of TEM, for the degradation of sulfamethoxazole, using microbial consortia extracted from activated sludge from a wastewater treatment plant (WWTP). For this work, a 3-electrode analytical cell and electrochemical analysis techniques of cyclic voltammetry (CV) and chronoamperometry (CA) were used. Carbon cloth was used as working electrode, the reference electrode was Ag|AgCl and the counter electrode was stainless steel. Luria Bertani medium with 20 ppm SMX was used as electrolyte. The CV studies were performed at different sweep speeds and 5 cycles of cyclic sweeps. Colonization began with the preparation of an inoculum of the microbial consortium in LB broth, incubated with an agitation of 150 rpm and 30°C for 12 hours. Once the microbial consortium was conditioned, the techniques between the consortium and the carbon fabric electrode were measured. The maximum me-day current recorded was $\sim 2.95 \pm 0.50 \mu\text{A}$. The quantification of sulfamethoxazole was carried out by liquid chromatography (HPLC) where 85% removal was obtained. This shows that TEM inoculated with sludge from a WWTP as a biocatalyst favors the removal of emerging contaminants such as sulfamethoxazole.

2 INTRODUCCIÓN

La contaminación del agua es una de las problemáticas ambientales más importantes que afectan a nuestro planeta y es causado por la introducción de una sustancia al medioambiente en cantidad tal que causa efectos negativos al medio ambiente y la salud pública esto por la exposición a dosis que sobrepasan los niveles aceptables en la naturaleza (Calvo y Martínez, 2008). La contaminación puede surgir a partir de ciertas manifestaciones de la naturaleza, pero la principal causa de esta es la actividad antropogénica, así como el consumo excesivo de productos. Dentro los diferentes contaminantes en el agua se le conoce como contaminante emergente, a todo contaminante previamente desconocido o no reconocido como tal, cuya presencia en el medio ambiente no es necesariamente nueva pero no se encuentra regulada por normatividad ambiental, es persistente, bioacumulable, tóxico y se encuentra en concentraciones muy bajas. El sulfametoxazol (SMX), una de las sulfonamidas de mayor síntesis, se prescribe actualmente para el tratamiento de infecciones urinarias, y también se utiliza en la práctica veterinaria, la acuicultura y la ganadería (Gao, et al., 2019). El SMX es hidrosoluble y un quelante pobre, y se une a la materia orgánica del suelo y mecanismos de intercambio de cationes. En consecuencia, el SMX puede potencialmente migrar de los desechos del ganado, al suelo y a los cuerpos de agua. Un número creciente de estudios han reportado la detección de SMX en aguas subterráneas, en efluentes de plantas tratadoras de agua residual y en ríos. La mayoría de los estudios de degradación han utilizado lodos activados como inóculo microbiano para estimar la degradación potencial de SMX durante el tratamiento. Inicialmente, se llevaron a cabo pruebas de laboratorio estándar para obtener rápida y fácilmente una visión general de la biodegradabilidad de SMX (Ahmed et al., 2015). Como única fuente de carbono, se descubrió que SMX no es fácilmente biodegradable utilizando la prueba de botella cerrada. Para ello se propone utilizar una tecnología electroquímica microbiana el cual es una herramienta biotecnológica útil para estudiar la capacidad de los microorganismos de aumentar el rendimiento de su fermentación. Estos sistemas aprovechan la energía eléctrica como una fuerza externa para estimular las vías metabólicas microbianas hacia el aumento o disminución de los productos, en este caso la eliminación o disminución de sulfametoxazol.

2.1 Justificación

El sulfametoxazol es una de las sulfonamidas de mayor síntesis que se prescribe actualmente para el tratamiento de infecciones urinarias, y también se utiliza en la práctica veterinaria, la acuicultura y la ganadería. Actualmente, es detectado en el ambiente como un contaminante, altamente persistente debido a la alta estabilidad y bioacumulación, provocando graves efectos negativos en el medio ambiente y en la salud humana. Se ha demostrado que el efecto de la exposición de sulfametoxazol ocasiona alteraciones sobre el sistema inmunológico, fertilidad, desarrollo del feto, el sistema tiroideo, carcinogénesis, entre otros. Por ello, se han desarrollado algunos tratamientos para la disminución de la concentración de sulfametoxazol en el ambiente, incluyendo aquellos procesos que usan microorganismos aislados de suelos contaminados, sedimentos de ríos y lodos de plantas de tratamiento de aguas residuales, que presentan capacidad de degradar estos compuestos. Por otra parte, las tecnologías electroquímicas microbianas utilizan microorganismos para el consumo y degradación de contaminantes presentes en los efluentes industriales con producción de energía y/o compuestos. En este trabajo la utilización de lodos de una planta de tratamiento de agua residuales como inóculo en un sistema de tecnologías electroquímicas microbianas permitirá la biodegradación de sulfametoxazol.

2.2 Hipótesis

Los sistemas de tecnologías electroquímicas microbianas (celda de electrolisis microbiana) permiten la remoción de un 80% de sulfametoxazol utilizando como biocatalizadores un consorcio microbiano aislado de lodos de una planta de tratamiento residual.

2.3 Objetivo general

Analizar el uso de un sistema de tecnologías electroquímicas microbianas inoculado con lodos de una planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) para la remoción de sulfametoxazol.

2.3.1 Objetivos particulares

1. Determinar el efecto del sulfametoxazol sobre la producción de biomasa de un consorcio microbiano aislado de una PTAR.

2. Determinar las condiciones para colonizar un electrodo de tela de carbón utilizando como inóculo un consorcio microbiano aislado de una PTAR útil para la remoción de sulfametoxazol.
3. Evaluar la remoción de sulfametoxazol utilizando un sistema de tecnologías electroquímicas microbianas.
4. Analizar mediante cromatografía de líquidos de fase reversa la concentración de sulfametoxazol que remueve en una celda de electrolisis microbiana inoculada con un consorcio aislado de una PTAR.

3 MARCO TEORICO

3.1 Contaminación del agua

Con base en los datos recopilados por la Organización de las Naciones Unidas (ONU), la carencia de acceso a agua potable afecta a 660 millones de personas en la actualidad, mientras que 1800 millones dependen de fuentes de agua contaminada y 2400 millones carecen de servicios de saneamiento. En concordancia con estos desafíos, los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) de la ONU establecen la meta de "garantizar agua limpia y saneamiento para 2030" (Objetivo 6), instando al aumento de la capacidad mundial de tratamiento y reutilización de aguas residuales, todo ello mientras se preservan los ecosistemas acuáticos (UN, 2015). En 2010, la ONU reconoció que el acceso al agua potable y al saneamiento es un derecho humano esencial para el pleno disfrute de la vida y de todos los demás derechos humanos (López et al., 2019). Ante las expectativas actuales de consumo, el rápido desarrollo urbano y la creciente industrialización, se ha generado un uso indiscriminado de los recursos naturales, dando origen a nuevos problemas ambientales o exacerbando los ya existentes. Dado el impacto directo de esta problemática en la calidad de vida, el suministro de agua a la población debe constituir una prioridad en todas las actividades humanas, ya sean de carácter público o privado, pues representa el elemento esencial para la subsistencia, la salud, la producción de alimentos y la actividad industrial (Ghadouani et al., 2011).

En el contexto mexicano, la contaminación del agua ha alcanzado proporciones alarmantes, explicando el deterioro de la calidad de los cuerpos de agua en el país. La falta de atención a este problema se refleja en la escasa normativa existente y su generalizado incumplimiento, permitiendo que los agentes contaminadores descarguen sus desechos con la errónea suposición de que la capacidad de asimilación de estos es infinita (Rodríguez, 2013). Además, en México, el desarrollo ha seguido una trayectoria inversa a la disponibilidad de agua, ya que el 76 % de la población reside en áreas donde se concentra solo el 20 % del agua dulce disponible. Esta disparidad ha llevado a la sobreexplotación de los acuíferos y al aumento de las tarifas para transferir agua entre cuencas (CONAGUA, 2013). La calidad del agua emerge como un factor determinante para la salud pública y los ecosistemas, limitando la oferta de agua y su distribución potencial para diversos usos. La relación entre la calidad del agua y la salud humana es evidente, ya sea a través de la ingestión directa o la contaminación de alimentos, subrayando la interconexión entre la calidad del agua y la calidad de vida de la población. A pesar de estos desafíos, la problemática se intensifica

con la presencia creciente de contaminantes emergentes en el agua, tales como productos farmacéuticos, hormonas y compuestos de uso industrial. Estos contaminantes, a menudo difíciles de detectar y tratar, plantean una amenaza adicional a la calidad del agua y la salud pública, destacando la necesidad urgente de estrategias integrales y regulaciones efectivas para abordar este complejo escenario.

3.2 Contaminantes emergentes

Los contaminantes emergentes, una categoría en constante expansión, representan una compleja y creciente amenaza para la calidad del agua, especialmente en el contexto de las aguas residuales municipales (Cunha et al. 2020). Estos contaminantes, que incluyen productos farmacéuticos, productos de cuidado personal, pesticidas y otros compuestos químicos de origen antropogénico, presentan desafíos significativos debido a su presencia y persistencia en el medio ambiente acuático. La problemática radica en la falta de regulación específica y en el insuficiente conocimiento sobre los efectos a largo plazo de estos contaminantes en la salud humana y en los ecosistemas acuáticos. Aunque algunos países cuentan con normativas para la gestión de contaminantes convencionales en aguas residuales, la ausencia de directrices claras para los contaminantes emergentes contribuye a su liberación no controlada en cuerpos de agua, generando preocupaciones sobre la salud pública y la sostenibilidad ambiental (González-Pérez et al. 2021). En el caso específico de las aguas residuales municipales, estas actúan como vectores fundamentales para la diseminación de contaminantes emergentes. La ineficacia de los métodos tradicionales de tratamiento en plantas depuradoras para eliminar completamente estos compuestos ha exacerbado la situación. La mayoría de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) no están diseñadas para abordar específicamente estos contaminantes, lo que permite que una cantidad significativa de ellos sea descargada en cuerpos de agua receptores (Ebele et al., 2017).

En México, el monitoreo ambiental de contaminantes emergentes ha cobrado una importancia creciente. La identificación, cuantificación y evaluación de la presencia de estos compuestos en cuerpos de agua y sistemas de tratamiento son esenciales para comprender el alcance del problema. La cooperación regional y la implementación de tecnologías de monitoreo avanzadas son clave para desarrollar estrategias efectivas de gestión y mitigación. Además, la generación de datos precisos

contribuirá a la formulación de políticas y regulaciones específicas que aborden de manera adecuada los retos asociados con los contaminantes emergentes, promoviendo así la salud ambiental y pública en la región (Ebele et al., 2017).

3.2.1 Monitoreo ambiental en México

Según el INEGI y la CONAGUA, hasta la fecha, no se ha establecido una clasificación para los Contaminantes Emergentes (CE) que inciden en la calidad del agua en México. No obstante, diversos informes de muestreo en diferentes cuerpos de agua y efluentes de aguas residuales indican la presencia de estos contaminantes. La Tabla 1 presenta algunos de los contaminantes emergentes hallados en México, junto con las concentraciones medidas.

Tabla 1. Compuestos tipo FAI-NEs y antibióticos encontrados en diferentes puntos de muestreo en México

Tipo	Fármaco	Zona de detección	Concentración máxima	Referencia
FAI-NEs	Paracetamol	Morelia, Michoacán	4.3 µg/L	(Robledo Zacarías et al., 2017)
		Valle del Mezquital	67200 ng/L	(Lesser et al., 2018)
	Diclofenaco	La Michoacana, Sinaloa	580 ng/L	(Moeder et al., 2017)
	Ibuprofeno	Valle del Mezquital	5190 ng/L	(Lesser et al., 2018)
	Naproxeno	Valle del Mezquital	18600 ng/L	(Lesser et al., 2018)
Antibióticos	Sulfametoxazol	Valle del Mezquital	6570 ng/L	(Lesser et al., 2018)
	Trimetoprima	Valle del Mezquital	1610 ng/L	(Lesser et al., 2018)
	Tetraciclina	Morelia, Michoacán	160.2 µg/L	(Robledo Zacarías et al., 2017)
	Triclosán	Xochimilco, Ciudad de México	31.71 ng/µL	(Díaz-Torres et al., 2013)

Principalmente, estos compuestos están relacionados con fármacos antiinflamatorios no esteroideos (AINEs) y antibióticos comunes. En el Valle del Mezquital (México), se llevó a cabo uno de los muestreos más exhaustivos, identificando un amplio espectro de CE. Se detectaron AINEs como paracetamol (acetaminofén), ibuprofeno y naproxeno, con concentraciones de 67200, 5190

y 18600 ng/L, respectivamente (Lesser et al., 2018). En Morelia, Michoacán, se registraron concentraciones elevadas de tetraciclina (160.2 µg/L), mientras que en el Valle del Mezquital se identificaron hasta 6570 ng/L de SMX (Robledo Zacarías et al., 2017).

Además, otros disruptores hormonales y fármacos, como los utilizados en el tratamiento de la diabetes, también fueron detectados en cuerpos de agua y aguas residuales en México. El bisfenol A alcanzó valores de 9340 ng/L en el Valle del Mezquital (Lesser et al., 2018), mientras que en Xochimilco (CDMX) se registraron 140.33 ng/µL (Díaz-Torres et al., 2013). En varios puntos del río Cuautla en el estado de Guerrero, que abarca desde las localidades de Barranca Grande hasta Curtidura, se identificaron disruptores hormonales como 17α-Estradiol y 17β-Estradiol, con concentraciones máximas de 2.37 ng/L y 0.97 ng/L, respectivamente (Calderón-Moreno et al., 2019). No obstante, en el Valle del Mezquital se hallaron cantidades superiores de estos contaminantes, llegando hasta 40.8 ng/L y 70.3 ng/L, respectivamente.

El control farmacológico de la diabetes en la población mexicana está vinculado a ciertos medicamentos presentes en las aguas residuales. En plantas de tratamiento de la ciudad de Toluca (Estado de México), se identificó la presencia de glibenclamida en concentraciones de 1.92 µg/L (Pérez-Alvarez et al., 2018). De manera más preocupante, se detectaron hasta 107,000 ng/L de metformina en el Valle del Mezquital (Lesser et al., 2018), lo que representa hasta 55.72 veces más que la concentración de glibenclamida observada en el otro estudio. Los elevados niveles de Productos Farmacéuticos y de Cuidado Personal (PFCPs) en los cuerpos de agua en México pueden conllevar riesgos para la salud humana, así como para la flora y fauna. Algunos datos de concentración de estos compuestos encontrados en distintas regiones del país se presentan en la Tabla 2. Por lo tanto, es imperativo implementar medidas para la regulación de los PFCPs y avanzar en el desarrollo de tecnologías de tratamiento y eliminación.

Tabla 2. Compuestos tipo disruptores hormonales encontrados en diferentes puntos de muestreo en México

Tipo	Fármaco	Zona de detección	Concentración	Referencia
Disruptores hormonales	17α-Estradiol	Curtidora a Barranca Grande, Guerrero, México	2.37 ng/L	(Calderón-Moreno et al., 2019)
		Valle del Mezquital, México	40.8 ng/L	(Lesser et al., 2018)
	17β-Estradiol	Curtidora a Barranca Grande, Morelos, México	0.97 ng/L	(Calderón-Moreno et al., 2019)

		Valle del Mezquital, México	70.3 ng/L	(Lesser et al., 2018)
Bisfenol A		Valle del Mezquital, México	9340 ng/L	(Lesser et al., 2018)
		Xochimilco, Ciudad de México, México	140.33 ng/ μ L	(Díaz-Torres et al., 2013)
Antidiabéticos	Glibenclamida	Toluca, Edo. de México, México	1.92 μ g/L	(Pérez-Alvarez et al., 2018)
	Metformina	Valle del Mezquital, México	107000 ng/L	(Lesser et al., 2018)

3.2.2 Plantas de tratamiento de aguas residuales

Millones de litros de aguas residuales son vertidos en cuerpos de agua, incluyendo agua sin tratamiento, lo que provoca un impacto sobre organismos acuáticos. Asimismo, no se cuenta con métodos de identificación de contaminantes en medios acuáticos, principalmente debido a las transformaciones en otros compuestos químicos, que forman una variedad de metabolitos que suelen ser más tóxicos que el compuesto inicial (Cunha et al. 2020). Originalmente, las plantas tratadoras de agua residual fueron diseñadas para poder eliminar la mayor cantidad de nutrientes en los efluentes, sin embargo, se han incrementado la cantidad de desechos que contienen nutrientes como la presencia de CE, por lo cual no es posible establecer solo un tratamiento que elimine la presencia total de estos (Ebele et al., 2017). Los tratamientos convencionales en las plantas tratadoras de agua residual no logran eliminar en su totalidad los diferentes contaminantes que entran en las aguas. Por esto, incluso aun después de pasar por un tratamiento, las descargas de estas aguas tratadas en ambientes acuáticos contienen una cantidad considerablemente de contaminantes emergentes. Se conoce que pueden generar efectos tóxicos agudos y crónicos, sin embargo, esto depende de los diferentes organismos y contaminantes que sean estudiados. Por otra parte, se han observado efectos negativos como alteraciones en el sistema endócrino, daño genético y embrionario, así como generación de resistencia a antibióticos; es decir, la comunidad bacteriana (Ebele et al., 2017).

Clasificación de los contaminantes emergentes

El aumento de los contaminantes emergentes está directamente vinculado al crecimiento de la población y su consiguiente demanda. A nivel mundial, los parámetros utilizados para evaluar la calidad del agua varían según cada país; sin embargo, la presencia de contaminantes emergentes

generalmente no se incluye en estos criterios. La información disponible para consulta pública sobre estos contaminantes, sus propiedades, características, metabolitos secundarios y efectos conocidos es escasa (Wit, 2002). A pesar de que algunos países poseen esta información, la regulación aún presenta brechas significativas, principalmente debido a la falta de comprensión de los potenciales efectos generados por estos contaminantes.

En México, la ausencia de lineamientos específicos que aborden la presencia de contaminantes emergentes en el ambiente o una legislación que establezca límites permisibles para estas sustancias es evidente. No obstante, existen Normas Oficiales Mexicanas, como la NOM-001-SEMAR-NAT-2021, que establecen límites permisibles para otros tipos de contaminantes provenientes de diversas fuentes de descargas de aguas residuales a cuerpos receptores. Dada la magnitud de la problemática asociada a estos contaminantes, es imperativo proponer y establecer programas de monitoreo eficaces y herramientas regulatorias (Barceló & López de Alda, 2008).

En cuanto a los retardantes de llama bromados, se utilizan extensamente en productos como plásticos, espumas de poliestireno, materiales electrónicos y de construcción. Su presencia en diversas muestras, tanto humanas como animales y medioambientales, plantea serios indicios de posibles efectos adversos, como la disrupción endocrina y el cáncer. La complejidad en su análisis radica en la diversidad de congéneres con diferentes estructuras y propiedades (Barceló et al., 2008). Las parafinas cloradas, por su parte, son formulaciones industriales complejas presentes en aguas y materia particulada, siendo clasificadas en función de la longitud de la cadena carbonosa. Las de cadena corta y alto contenido de cloro, catalogadas como posibles carcinógenos humanos, presentan un desafío analítico debido a la complejidad de las mezclas y la falta de patrones individuales (Castells, 2003; Barceló et al., 2008). En el ámbito de los pesticidas polares y sus metabolitos, se observa un cambio de enfoque hacia los productos de degradación, particularmente compuestos polares y quirales. Su determinación se realiza eficazmente mediante técnicas como la cromatografía de líquidos espectrometría de masas en tándem (LC-MS/MS) (Geerdink, 2002).

Las drogas ilícitas emergen como contaminantes de interés, con estudios centrados en sustancias como la cocaína, estimulantes anfetamínicos, opiáceos y cannabis. Los tratamientos actuales en plantas depuradoras muestran ineficacia en la eliminación de estos compuestos, planteando desafíos para el control de su presencia en el agua (Petrovic, 2003). Los productos farmacéuticos y de

cuidado personal (PFCPs) generan especial inquietud debido a su uso global. Su presencia generalizada en ecosistemas acuáticos, originada por la falta de eficiencia de las plantas de tratamiento de aguas residuales en su eliminación, plantea un problema de contaminación ambiental. Además, los residuos farmacéuticos, estables y de lenta degradación, presentan desafíos en su control y eliminación completa (Alean et al., 2021; Yan et al., 2017). La distribución de fármacos en el ambiente inicia en las plantas de tratamiento de aguas residuales, propagándose a aguas superficiales, subterráneas, océanos y suelos. La contaminación por fármacos proviene principalmente de la excreción humana, eliminación de productos no utilizados o caducos, y el uso extensivo en la ganadería, contribuyendo a la complejidad del control de estos contaminantes (Torres Maroño, 2015; Balakrishna et al., 2017). La presencia de antibióticos en el ambiente, liberados a través de diversas fuentes como efluentes de aguas residuales, estiércol y lodos, plantea riesgos para la diversidad microbiana, la inmunidad de bacterias patógenas y la estabilidad de los lodos activados en PTAR. La exposición a largo plazo de bajas concentraciones de antibióticos en el agua potable no ha demostrado efectos adversos asociados; sin embargo, grupos vulnerables como mujeres embarazadas y niños pueden experimentar efectos nocivos (Chen et al., 2018). En resumen, la presencia creciente de contaminantes emergentes plantea desafíos significativos para la calidad del agua y la salud pública, requiriendo una comprensión más profunda de sus efectos y la implementación de medidas efectivas para su control.

3.3 Antibióticos

Los antibióticos, sustancias químicas que combaten bacterias, son esenciales para tratar infecciones en humanos, animales y plantas. Sin embargo, su eliminación inadecuada puede contaminar el agua (Van Boeckel et al. 2017). Los residuos farmacéuticos, incluyendo los antibióticos no absorbidos y sus metabolitos, pueden llegar a los sistemas de tratamiento de aguas residuales y no ser completamente eliminados. La presencia de antibióticos en el agua puede llevar al desarrollo de resistencia bacteriana y afectar la salud de los organismos acuáticos. La gestión responsable de los antibióticos, incluyendo la eliminación adecuada de medicamentos, el uso prudente de antibióticos en medicina y agricultura, y la mejora de las infraestructuras de tratamiento de aguas residuales, son esenciales para abordar este problema ambiental (Rico et al. 2019).

3.3.1 Sulfametoxazol (SMX)

El SMX es un antibiótico perteneciente al grupo de las sulfonamidas, que se utiliza comúnmente en el tratamiento de infecciones bacterianas (Gao et al., 2019). Actúa interfiriendo con la síntesis de ácido fólico en las bacterias, lo que inhibe su capacidad para multiplicarse y crecer. Este medicamento es frecuentemente combinado con trimetoprima para formar el cotrimoxazol, una combinación eficaz en el tratamiento de diversas infecciones, como las del tracto urinario y las respiratorias. A pesar de sus beneficios terapéuticos, el SMX y otros antibióticos pueden generar problemáticas ambientales significativas (Gao et al., 2019). Uno de los principales desafíos está relacionado con la contaminación del agua. Cuando las personas consumen medicamentos, sus cuerpos eliminan los compuestos no absorbidos a través de la orina, y estos residuos pueden llegar a los sistemas de aguas residuales. Los tratamientos convencionales de aguas instaladas actualmente no siempre son efectivos para eliminar completamente los antibióticos, lo que puede dar lugar a la presencia de estos compuestos en cuerpos de agua (Calvo y Martínez, 2008).

La presencia de SMX en el agua puede tener consecuencias negativas para el medio ambiente. Por un lado, existe la posibilidad de que las bacterias presentes en los cuerpos de agua desarrollen resistencia a este antibiótico, lo que puede afectar la eficacia del tratamiento médico en el futuro. Además, se ha observado que la exposición continua a bajos niveles de antibióticos en el agua puede tener impactos negativos en los organismos acuáticos y en los ecosistemas acuáticos en general (Baran et al., 2011). La problemática ambiental asociada con la presencia de SMX en el agua destaca la importancia de abordar adecuadamente la gestión de los residuos farmacéuticos y la necesidad de desarrollar tecnologías más avanzadas para el tratamiento de aguas residuales que puedan eliminar de manera efectiva estos compuestos perjudiciales. La conciencia y la adopción de prácticas más sostenibles en el uso y eliminación de medicamentos son esenciales para mitigar los impactos negativos de los antibióticos en el medio ambiente (Baran et al., 2011).

3.3.2 Características químicas del sulfametoxazol

El SMX es un antibiótico bacteriostático del grupo de las sulfonamidas, empleado extensamente en el ámbito médico para tratar diversas infecciones de origen bacteriano. Con una fórmula química $C_{10}H_{11}N_3O_3S$ y un peso molecular de 253,279 mol, su denominación sistemática, según la Unión Internacional de Química Pura y Aplicada (IUPAC), es 4-amino-N-(5-metilisoxazol-3-il)-bencenosulfonamida. Presenta un punto de fusión a 169 °C, y su metabolización en el hígado se

efectúa mediante procesos de acetilación y glucuronidación, con una vida media de aproximadamente 10 horas. Alrededor del 70 % del fármaco se une a proteínas en el organismo, y su biodisponibilidad se sitúa entre el 85 % y el 90 %, siendo eliminado principalmente a través de los riñones (Baran et al., 2011).

El mecanismo de acción del SMX se basa en su estructura química análoga al ácido para-amino-benzoico (PABA), un sustrato natural en las bacterias. Funciona como un inhibidor competitivo del PABA, bloqueando la enzima bacteriana dihidropteroato sintetasa. Esta enzima desempeña un papel crucial en la incorporación del PABA en el ácido dihidropteroico, precursor inmediato del ácido fólico (Ahmed et al., 2015). La inhibición de esta enzima por el SMX interfiere con la síntesis de ácido fólico, esencial para el crecimiento y la reproducción bacteriana. La resistencia bacteriana a este antibiótico puede surgir a través de mutaciones en las enzimas inhibidas por las sulfonamidas, permitiendo a las bacterias sintetizar ácido fólico a partir de PABA, a pesar de la presencia del fármaco (Białk-Bielińska et al., 2011).

3.3.3 Estrategias para la remoción y degradación del sulfametoxazol

La mayoría de las investigaciones realizadas sobre la degradación aeróbica del SMX han empleado lodos activados (LA) como inóculo microbiano para estimar su potencial degradación durante el tratamiento. Los estudios iniciales se llevaron a cabo en laboratorios estándar para obtener una visión general rápida y sencilla de la biodegradabilidad del SMX. Se descubrió que el SMX no es fácilmente biodegradable cuando se utiliza como única fuente de carbono, según la prueba de botella cerrada de la OCDE a una concentración inicial de 35 µg/L (Al-Ahmad et al. 1999; Alexy et al. 2004). Sin embargo, a una concentración inicial más alta (3,8 mg/L), se degradó el 13 % en presencia de una fuente de carbono adicional (acetato de sodio) (Alexy et al. 2004). Los investigadores han recurrido a pruebas por lotes para modelar con mayor precisión las tendencias de degradación del SMX durante el tratamiento biológico a escala de laboratorio. Los resultados de las pruebas por lotes anteriores y recientes que utilizan inóculo de AS de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales han sido inconsistentes. Mientras que un estudio midió menos del 20 % de biodegradación después de 48 horas, otros observaron una eliminación del 22 al 39 % después de 48 horas (Joss et al., 2006; Li y Zhang 2010).

Las pruebas por lotes han utilizado inóculos de lodos activados de PTAR de procesamiento de alimentos. Dos de los tres estudios tenían una configuración experimental similar que consistía en

un reactor por lotes de 1 L, una concentración inicial de SMX de 100 a 500 $\mu\text{g/L}$, pero resultados diferentes. Esta discrepancia podría explicarse por el uso de bioportadores celulares inmovilizados preparados mediante la combinación de polímero y lodo seco en una proporción de 2:1 en el estudio de Yu et al., (2011). Sin los bioportadores celulares inmovilizados, el 24 % de SMX se eliminó en general después de 48 horas. Sin embargo, el uso de bioportadores celulares inmovilizados resultó en una mayor eliminación de SMX por biodegradación, además de una eliminación del 31 % por biosorción después de 14 días. Como se discutió en la revisión de Onesios et al. (2009) existen grandes discrepancias en las eliminaciones de SMX notificadas a través de la biodegradación que pueden atribuirse a la variación en las condiciones experimentales, especialmente el uso de diferentes inóculos de lodos activados con comunidades microbianas.

Si bien la mayoría de las investigaciones se han enfocado en la degradación biológica del SMX en condiciones aerobias, existen estudios que han explorado la biodegradación de SMX en un entorno anaerobio. Estos estudios han demostrado que la digestión anaerobia, también conocida como fermentación, es un método efectivo para degradar el SMX en lodos y estiércol. En experimentos de laboratorio a escala de lote, se han medido tasas de eliminación de más del 99 % después de 10 a 35 días. Esta degradación del SMX se logró con concentraciones iniciales bajas (4 a 400 $\mu\text{g/L}$) y altas (2 a 10 mg/L) de SMX (Carballa et al., 2007; Mohring et al. 2009). Además de estos estudios de fermentación de lodos y estiércol, se realizaron pruebas de columna anóxica y anaerobia con agua superficial que contenía 0.25 y 4.5 $\mu\text{g/L}$ de SMX para modelar la degradación microbiana durante la filtración en banco. Los resultados no mostraron degradación de SMX a la concentración más baja (0,25 $\mu\text{g/L}$), pero sí una eliminación del 27 % (anóxica; vida media de 49 días) y del 51 % (anaeróbica; vida media de 16 días) después de 14 días a la concentración más alta de SMX (4,5 $\mu\text{g/L}$). Estas tasas de eliminación de SMX son significativamente menores que las medidas en condiciones aeróbicas en el mismo estudio. Una prueba por lotes realizada en muestras de suelo en condiciones anaeróbicas con agua que contenía SMX combinada con otros cuatro compuestos farmacéuticos (40 μg SMX/kg de suelo) dio como resultado una vida media de SMX medida que oscilaba entre 15,3 y 18,3 días (Baumgarten et al. 2011). Esto es mayor que la vida media aeróbica pero considerablemente menor que la vida media de 59 días observada en suelo esterilizado, lo que indica una biodegradación exitosa en condiciones anaeróbicas.

3.4 Tecnologías electroquímicas microbianas

Las tecnologías electroquímicas microbianas (TEM) constituyen un enfoque innovador en el tratamiento de aguas residuales contaminadas con contaminantes emergentes. Estas tecnologías aprovechan la interacción positiva entre microorganismos y electrodos para desencadenar procesos electroquímicos que conducen a la degradación y eliminación de compuestos contaminantes. Las dos formas más comúnmente utilizadas de TEM son las celdas de electrólisis microbianas (CEM) y las celdas de combustible microbianas (CCM). En las CEM, se suministra energía externa para estimular la actividad microbiana en los electrodos, lo que favorece los procesos de oxidación y reducción responsables de la descomposición de contaminantes. Por otro lado, las CCM generan energía como subproducto de la actividad metabólica de microorganismos cuando consumen diferentes sustratos, lo que contribuye a la sostenibilidad del proceso (Priyadarshini et al., 2022). Hasta la fecha, las TEM se consideran opciones prometedoras para la descomposición de contaminantes emergentes, destacando entre ellos los antibióticos (Tabla 3). Estos últimos, presentes en aguas residuales y otros cuerpos de agua, plantean riesgos para la salud humana y la integridad del equilibrio ecosistémico, ya que la exposición prolongada a antibióticos puede llevar al desarrollo de resistencia por parte de microorganismos patógenos endógenos. Por ende, resulta imperativo desarrollar soluciones para la descomposición o eliminación de antibióticos en cuerpos de agua (dos S. Grignet et al., 2022).

Tabla 3. Revisión bibliográfica de TEM empleadas para la remoción de diferentes antibióticos.

Contaminante	Concentración	TEM	Degradación (%)	Ref.
SMX	ND	CEM	92.53 ± 1.5	(Xue et al., 2019)
Enrofloxacina	25 mg/L	CCM	70.4	(Xue et al., 2022)
Cloranfenicol	30 uM	CEM	94	(Xu et al., 2022)
Cloranfenicol	10 mg/L	CEM	81.1 ± 6.1	(Liu et al., 2022)
Nitrofurazona	50 mg/L	CEM	99.50 ± 0.18	(Kong et al., 2015)
Metronidazol	50 mg/L	CEM	98.21 ± 0.01	(Kong et al., 2015)
Cloranfenicol	50 mg/L	CEM	99.86 ± 0.01	(Kong et al., 2015)
Florfenicol	50 mg/L	CEM	99.72 ± 0.01	(Kong et al., 2015)
Tetraciclina	100 mg/L	CCM	94	(Zhou et al., 2022)
Sulfadiazina	350 µg/L	CCM	89.2 ± 2.1	(Al-Ansari et al., 2021)
SMX	200 µg/L	CEM	93.5	(Zhang et al., 2016)
Tetraciclina	200 µg/L	CEM	95	(Zhang et al., 2016)

Es en este contexto que se han llevado a cabo numerosos estudios destinados a mejorar las TEM como alternativas a esta problemática (Priyadarshini et al., 2022). La Tabla 3 presenta una recapitulación de algunas de estas tecnologías orientadas a la descomposición y eliminación de antibióticos. Destacan los estudios de Kong et al., (2015), quienes investigaron la eliminación de nitrofurazona (NFZ), metronidazol (MZL), cloranfenicol (CFL) y florfenicol (FFL) mediante el uso de una CEM. Mediante esta propuesta tecnológica, lograron eficiencias de eliminación del $99.50 \pm 0.18 \%$, $98.21 \pm 0.01 \%$, $99.86 \pm 0.01 \%$ y $99.72 \pm 0.01 \%$ para NFZ, MZL, CFL y FFL, respectivamente.

Para determinar las condiciones óptimas, se examinó el efecto del voltaje aplicado, así como la concentración y composición del electrolito. Así, se estableció un voltaje catódico, favoreciendo las reacciones de reducción, lo que hizo viable la reducción de los contaminantes impulsada por los microorganismos. De manera similar, Xue et al., (2019) investigaron la oxidación bioelectroquímica de SMX utilizando CEM, utilizando exclusivamente el contaminante como fuente de electrones. En este caso, los microorganismos presentes en el ánodo eliminaron hasta el 92.53 % de SMX mediante la oxidación directa del contaminante. Zhou et al., (2022) realizaron un estudio similar para la tetraciclina; sin embargo, utilizaron una fuente de electrones adicional (acetato de sodio) para facilitar la transferencia de electrones al electrodo. Logrando una eliminación máxima del 94 % del contaminante.

Las biopelículas electroactivas desempeñan un papel fundamental en guiar la transferencia de electrones entre los contaminantes y el electrodo. En entornos anaerobios, el electrodo actúa como el aceptor final de electrones en el ciclo metabólico del microorganismo. En estas circunstancias, los microorganismos pueden establecer contacto directo con el electrodo mediante complejos respiratorios de la membrana o emplear mediadores redox reversibles como transportadores de electrones. Usualmente, una matriz sólida en el cuerpo de agua contiene contaminantes adsorbidos en su superficie, o pueden estar disueltos en el medio. En estas circunstancias, biomoléculas transportadoras de electrones, como enzimas o metabolitos secundarios pueden oxidar o reducir el contaminante. De este modo, se puede llevar a cabo la oxidación hasta la mineralización del contaminante, resultando en CO₂. Un ejemplo relevante de esto es la investigación de Yu et al., (2015), quienes utilizaron la bacteria *Geobacter sulfurreducens* para degradar pentaclorofenol. En este caso, *G. sulfurreducens* transfiere electrones a un electrodo compuesto por biocarbón (biochar), por medio

de complejos respiratorios especializados que mantienen contacto directo con la superficie. De manera similar, Van Limbergen et al., (2022) emplearon un procedimiento análogo para degradar ibuprofeno y diclofenaco. En cuanto a la reacción en el cátodo, se observan procesos similares, aunque con la diferencia de que el flujo de electrones se da en sentido inverso. En este caso, los microorganismos dirigen los electrones desde el electrodo hasta los contaminantes. Xue et al., (2022), llevaron a cabo la reducción de enrofloxacin empleando biopelículas electroactivas, lo que sugiere la posibilidad de procesos similares. De manera análoga, Kong et al., (2015), y Xu et al., (2022) mantuvieron procesos equiparables.

3.4.1 Celdas de combustible microbianas para el tratamiento de CE

Entre los beneficios de las celdas de combustibles microbianas se pueden encontrar una mayor degradación de algunos fármacos. Existen diversos estudios que demuestran la degradación de antibióticos, destacando aquellos que se encuentran acoplados a otros procesos de degradación como los humedales, o de oxidación avanzada como Fenton (Tabla 4). El SMX, es un antimicrobiano común, tuvo buenos rendimientos de degradación cercanos al 95 % en CCM – electroFenton (CCM – EF) con un tiempo de retención hidráulica (TRH) de 2 días y generación de potencia eléctrica de hasta 283.32 mW/m² (Li et al., 2020), mientras que en un proceso integrado de CCM – humedal/construido (CCM – HC) se alcanzaron rendimientos del 99 % con TRH = 5 días, generando hasta 124.89 mW/m³ (Wen et al., 2020).

Tabla 4. Celdas de combustible microbianas (CCM) utilizadas para la degradación de antibióticos.

Antibiótico	Tipo de celda	Biocatalizador	Potencia generada	Degradación (%)	Referencia
SMX	CCM / humedal	<i>Canna indica</i>	124.89 mW/m ³	>99	(Wen et al., 2020)
Tetraciclina	CCM / humedal	<i>Canna indica</i>	55.51 mW/m ³	>99	(Wen et al., 2020)
Ceftriaxona	CCM	CCM	113 W/m ³ ⁽¹⁾	91	(Wen et al., 2011)
Triclosán	CCM	LA de PTAR	120 mW/m ²	94	(Xu et al., 2020)
Sulfametoxazol	CCM / Fenton	CCM	283.32 mW/m ²	94.66	(Li et al., 2020)
Cefazolina	CCM	LA de PTAR	32.5 W/m ³	>70	(E. Zhang et al., 2018)

Cabe resaltar que los procesos de operación como las celdas de combustible microbianas que no fueron acopladas a otros sistemas de degradación también obtuvieron rendimientos favorables, superando el 90 % (Tabla 4). Por ejemplo, la degradación de triclosán en una CCM alcanzó rendimientos del 94 % con TRH = 2 días, generando hasta 120 mW/m² (Xu et al., 2020). Por otro lado, la ceftriaxona se removió del 91 %, con TRH = 1 día, generando hasta 113 W/m³ de potencia. Este valor es considerablemente elevado para sistemas bioelectroquímicos (CCM). Sin embargo, esto se obtuvo añadiendo 1000 mg/L de glucosa como co-sustrato (Wen et al., 2011).

Tabla 5. Celdas de combustible microbianas (CCM) utilizadas para la degradación de algunos contaminantes y fármacos.

Contaminante/ fármaco	Tipo de celda	Inóculo	Potencia generada	% degradación	Ref.
Bisfenol A	CCM / humedal	LA de PTAR	24.94 mW/m ²	~60	(H. Li et al., 2019)
17β-estradiol	CCM / Fenton	LA	4.35 W/m ³	96.4	(Zeng et al., 2016)
17β-estradiol	CCM / Fenton	LA	4.35 W/m ³	81	(N. Xu et al., 2013)
17α-etinil-estradiol	CCM / Fenton	LA	4.35 W/m ³	56	(N. Xu et al., 2013)
Carbamazepina	CCM / Fenton	CCM	112.00 mW/m ²	90	(Wang et al., 2018)

Hay otros trabajos que muestran los resultados optimizados del uso de las celdas de combustibles microbianas para la remoción de otros contaminantes (Tabla 5). El bisfenol A, es un contaminante conocido por ser un disruptor endocrino, puede llegar hasta un 60 % de degradación en CCM – HC obteniendo una potencia de salida de 24.94 mW/m² (Li, 2019). Algunos fármacos hormonales como el 17β-estradiol y el 17α-etinil-estradiol pueden tener tasas de degradación superiores a 81 % y 56 %, respectivamente. La corriente de salida puede llegar hasta 4.35 W/m³ en CCM – EF (Xu et al., 2013). La carbamazepina, un fármaco anticonvulsivo y estabilizador del estado de ánimo, puede degradarse hasta 90 % en CCM – EF, obteniendo valores de potencia eléctrica de 112.00 mW/m² (Wang et al., 2018).

4.3 Celdas de electrólisis microbianas para el tratamiento de CE

En la Tabla 6 muestra datos del desempeño de los sistemas bioelectroquímicos en su configuración para la remoción de diversos fármacos. Algunos antibióticos como cloranfenicol, tetraciclina y sulfametoxazol mostraron tasas de degradación del 99.9 %, 95.6 % y 93.5 %, respectivamente (Wu et al., 2017; Zhang et al., 2016). También hormonas como la 17 α -etinil-estradiol presentaron rendimientos de remoción que alcanzan el 82 %, en TRH de 90 minutos (He, 2017). La nitrofurazona, un bactericida de amplio espectro se removió hasta el 70 % (Kong, 2017), mientras que el diclofenaco, un antiinflamatorio, se degrada a una tasa mayor del 99 % (Gusseme et al., 2012). De la misma manera que las CCM, las CEM pueden acoplarse con otros sistemas de degradación. Uno de los sistemas más prometedores son las CEM – humedal construido (CEM – HC), el cual se utilizó para la remoción de sulfametoxazol y tetraciclina con una corriente de celda de 0.8 V (oxidación) (Zhang et al., 2016).

Tabla 6. Celdas de electrólisis microbianas (CEM) utilizadas para la degradación de fármacos.

Contaminante/ Fármaco	Tipo de celda	Inóculo	Voltaje impuesto	% de degradación	Referencia
17 α -etinil-estradiol	CEM	LA de PTAR	8.1 V	~82	(He et al., 2017)
Diclofenaco	CEM	LA de PTAR	0.8 V	>99	(Gusseme et al., 2012)
Cloranfenicol	CEM	CEM	0.5 V	>99	(Wu et al., 2017)
Sulfametoxazol	CEM / humedal	LA de PTAR	0.8 V	93.5	(S. Zhang et al., 2016)
Tetraciclina	CEM / humedal	LA de PTAR	0.8 V	95.6	(S. Zhang et al., 2016)
Nitrofurazona	CEM	Consortio	0.8 V	~70	(Kong et al., 2017)

3.4.2 Parámetros críticos en el desempeño del TEM

Las tecnologías electroquímicas microbianas desempeñan un papel crucial en la remoción del sulfametoxazol (SMX), y su eficacia está sujeta a diversos parámetros críticos. Primero, es notable que el SMX no puede degradarse de manera efectiva cuando se utiliza como única fuente de car-

bono para los microorganismos. Esta limitación resalta la necesidad de considerar estrategias adicionales para mejorar la degradación de este compuesto. La adición de otra fuente de carbono, como acetato, o la inclusión de un medio enriquecido, como la peptona, se revela como un factor esencial. Este ajuste permite la degradación efectiva del SMX por parte de los microorganismos, subrayando la importancia de condiciones nutricionales específicas. Un pre-acondicionamiento de los microorganismos podría ser un paso crítico, ya que exponerlos a concentraciones elevadas de SMX resulta necesario para potenciar su capacidad de degradación. Este proceso preparatorio es esencial para optimizar la respuesta microbiana frente al SMX. La exposición de los microorganismos a un electrodo polarizado y a altas concentraciones de SMX se revela como un factor clave para mejorar la capacidad de remoción del SMX. La interacción entre el electrodo polarizado y el SMX parece potenciar la actividad microbiana, destacando la importancia de la interfaz electrodo-microorganismo. La mejora en la degradación del SMX y la resistencia antibiótica de los microorganismos se atribuye, en parte, a la capacidad del electrodo polarizado para inducir la formación de genes con respuesta a los antibióticos. Esta inducción génica representa un mecanismo crucial que fortalece la capacidad de los microorganismos para enfrentar al SMX y sugiere nuevas perspectivas para optimizar la eficacia de las tecnologías electroquímicas microbianas en la remoción de este contaminante.

4 MATERIALES Y MÉTODOS

4.1 Consorcio microbiano y condiciones de cultivo

El consorcio microbiano fue obtenido de una muestra de lodos activados de una PTAR del municipio de Querétaro, conservado en recipientes estériles a 4 °C. El consorcio microbiano se obtuvo inoculando 1 mL de los lodos activados en medio de cultivo LB (Peptona de caseína 10 g/L, extracto de levadura 5 g/L y NaCl 0.5 g/L) previamente esterilizado (121 °C, 15 min), en condiciones de incubación de 30 °C y 150 rpm por 24 h.

Para las pruebas de consumo de sustrato se realizaron cuatro experimentos con diferentes composiciones de medios (Tabla 7). Como inóculo se utilizó 1 mL de un preinóculo del consorcio microbiano, con un volumen de trabajo de 50 mL. Todos los experimentos se incubaron bajo dos condiciones: 150 rpm y estático, temperatura de 30 °C durante 120 h. Posteriormente se midió biomasa mediante el método de la densidad óptica, midiendo la absorbancia de los medios de cultivo previamente centrifugados (7000 rpm) a 600 nm.

Tabla 7. Composición de diferentes sustratos.

Experimento	Composición
1	Buffer de fosfato pH 7
2	Buffer de fosfato pH 7 + 0.1 % Glucosa
3	Buffer de fosfato pH 7 + SMX 20 ppm
4	Buffer de fosfato pH 7 + 0.1 % Glucosa + SMX 20 ppm

Para determinar las diferentes fases de la cinética de crecimiento microbiana se realizó un cultivo del consorcio utilizando un matraz Erlenmeyer de 1 L con medio de cultivo LB (250 mL) donde se inóculo con 1 mL de un cultivo fresco de 24 h del consorcio obtenido de los lodos activados, colocándolo en condiciones de incubación de 30 °C a 150 rpm. Se tomaron muestras de 2 mL cada hora, realizando mediciones de absorbancia a 600 nm utilizando un espectrofotómetro Thermo scientific Genesys 10s UV-Vis Spectrophometer para poder obtener la densidad celular. Finalmente se graficaron los datos para obtener la cinética de crecimiento del consorcio microbiano.

4.2 Tratamiento químico de la superficie de carbono

La superficie destinada a la colonización se corresponde con un electrodo de tela de carbono (ETC) del Grupo Roee® con una densidad de 1 m²/g. Previo a la colonización, el ETC fue sometido a un proceso de descolado con el propósito de eliminar su recubrimiento hidrofóbico protector, siguiendo el procedimiento descrito por Pötschke et al. (2019). El proceso de descolado involucró la inmersión del ETC en un recipiente sellado con cloroformo (CH₃Cl). Posteriormente, se saturó la atmósfera del recipiente con Nitrógeno (N₂) durante 10 minutos, seguido de un tratamiento ultrasónico a 40 Hz durante una hora. Tras finalizar el tratamiento, el ETC fue retirado del recipiente y secado a 100 °C durante una hora. Previo a su utilización en la colonización, se procedió a la caracterización fisicoquímica del ETC mediante espectrometría FT-IR, RAMAN, además, la morfología fue estudiada por microscopía electrónica de barrido (MEB) realizando un análisis topográfico mediante electrones secundarios (SE), con una magnificación de 100, 1000 y 5000x. Además, derivado del análisis se llevó a cabo un mapeo elemental mediante EDS con espectro de rayos X y análisis cuantitativo. Los espectros RAMAN, tanto antes como después del tratamiento ácido y de la colonización, fueron adquiridos empleando un microscopio RAMAN dispersivo DXR Thermo Scientific®, equipado con un láser de 780 ± 2 nm (14 mW de potencia), una rejilla de 400 líneas/mm y un objetivo 10x/0.25 BD. El análisis múltiplo de los espectros se llevó a cabo mediante funciones Lorentzianas y ajuste computacional de las señales RAMAN utilizando el software OriginPro 2018® b9.5.1.195. Los experimentos de espectroscopia infrarroja con transformada de Fourier (FT-IR) se ejecutaron con un espectrómetro infrarrojo Nexus Thermo-Nicolet®, equipado con un accesorio para mediciones de reflectancia especular. Todas las muestras fueron analizadas a 25 °C utilizando una disposición de ángulo rasante, y los espectros se obtuvieron con un promedio de 100 barridos.

4.3 Colonización del electrodo de trabajo

Para la colonización del electrodo de trabajo se realizaron dos pruebas. La primera prueba consistió en colonizar el electrodo con el consorcio microbiano obtenido de la PTAR, directamente a un agua residual sintética que contenía SMX (Sulfametoxazol - Supelco® S7507-100g ≥ 99%, No.

CAS: 723-46-6). Para ello se empleó una celda electro-analítica de 3 electrodos, donde el electrodo de trabajo corresponde al ETC con tratamiento en cloroformo, como contraelectrodo se empleó un alambre de titanio, y un electrodo de Hg|Hg₂Cl₂ KCl sat' como electrodo de referencia. La celda electroquímica fue inoculada con un preinóculo de 24 horas. Después de inocular la celda electroquímica, esta fue incubada a 30 °C, y se aplicó un voltaje de Hg|Hg₂Cl₂ KCl sat' durante 150 horas, para la estimulación eléctrica del consorcio, y así favorecer la formación de una biopelícula. Las técnicas electroquímicas empleadas fueron voltamperometría cíclica (VC), y cronoamperometría (CA).

Al final del tiempo de estimulación en esta prueba no se encontró evidencia de colonización del electrodo de trabajo, por lo que se procedió a realizar una segunda prueba de colonización empleando otra estrategia. La segunda prueba de colonización consistió en la modificación del método reportado por Ross et al., (2011) y Yang et al., (2017). Previo a la colonización se realizó una cinética de crecimiento del consorcio, para así identificar la fase logarítmica de la cinética de crecimiento, y emplearla como punto de referencia para inocular la celda electroquímica para aprovechar la máxima actividad metabólica de los microorganismos. Tras la obtención de la cinética se seleccionó un tiempo de 12 horas para establecer el inóculo. Para esta prueba de colonización, el electrolito de la primera prueba fue sustituido por caldo LB, empleando la misma configuración de celda que la primera prueba.

La celda con todos sus componentes se saturó con N₂ con un flujo constante durante 20 minutos y posteriormente se inoculó con 1 mL del inóculo previamente cultivado durante 12 horas. La celda se incubó a 30 °C aplicando un voltaje a circuito abierto vs. Hg|Hg₂Cl₂ KCl sat' durante 24 horas, o en un periodo de tiempo menor tomando como punto que se alcanzara la "corriente límite". Una vez transcurrido este tiempo, el electrodo colonizado fue recuperado y enjuagado con 100 mL de agua destilada, para después ser transferido a una celda electroquímica estéril con medio LB. Al final de la creación de la biopelícula, esta fue transferida a una celda que contenía agua residual sintética, la cual estaba compuesta por caldo LB suplementada con 20 ppm de SMX. La caracterización electroquímica se realizó mediante VC y CA. El seguimiento de la remoción de SMX se realizó mediante cromatografía de líquidos de alta resolución (HPLC).

4.4 Espectroscopía Raman y FT-IR

Los espectros Raman para ETC con y sin tratamiento orgánico, y posteriores a la colonización, se realizaron utilizando un microscopio Raman dispersivo DXR Thermo Scientific equipado con un láser 780 ± 2 nm (14 mW-power), una rejilla de 400 líneas/mm y un objetivo 10x/0.25 BD. Posteriormente, se realizó un análisis múltiplo de los espectros utilizando funciones Lorentzianas para llevar a cabo el ajuste computacional de las señales Raman utilizando el software OriginLab versión 7. Los experimentos de espectroscopia infrarroja con transformada de Fourier (FTIR) se realizaron utilizando un espectrómetro infrarrojo Nexus Thermo-Nicolet equipado con un accesorio para mediciones de reflectancia especular. Todas las muestras se analizaron a 25°C utilizando una disposición de ángulo rasante. Todos los espectros se obtuvieron con una media de 100 barridos.

4.5 Caracterización por cromatografía de líquidos de ultra alta presión (HPLC)

Se estandarizó una técnica cromatográfica par el análisis de la concentración de sulfametoxazol, usando un equipo de cromatografía de líquidos de alta resolución (“High Performance Liquid Chromatographic”, HPLC, Waters), acoplado a una bomba cuaternaria y auto muestreador refrigerado. La columna utilizada de Agilent Polaris C-18 Columna, 10 x 250 mm, 180 Å, 10 µm. La fase móvil utilizada fue 90 % agua, 10 % acetonitrilo. El equipo cuenta con un horno para columnas que fue mantenido a 30°C . El volumen de inyección fue de 10 µL. Se usó un detector de arreglo de diodos, para analizar las muestras en un rango de detección de 200 - 400 nm. Los datos cromatográficos fueron obtenidos y procesados mediante el software Empower 3 (Waters).

5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1 Tolerancia al sulfametoxazol

Como paso inicial hacia la eliminación de SMX mediante el empleo de lodos de PTAR, se llevaron a cabo pruebas para evaluar la tolerancia y el consumo de SMX por parte de un consorcio microbiano obtenido de dichos lodos. El consorcio obtenido se utilizó como inóculo para las pruebas de tolerancia al SMX, empleando cuatro composiciones diferentes de medio de cultivo: 1) una solución buffer de fosfato de sodio $\text{Na}_2\text{HPO}_4/\text{NaH}_2\text{PO}_4$ a 100 mM, pH 7 (SBF), 2) SBF suplementado con glucosa a 100 mM como fuente de carbono (SBF + Glucosa), 3) SBF + Glucosa, suplementado con SMX a 20 ppm (SBF + Glucosa + SMX), y 4) SBF suplementado con SMX a 20 ppm como única fuente de carbono (SBF + SMX).

Cada composición fue evaluada en condiciones de agitación (150 rpm) y estáticas (0 rpm). Esta última condición se implementó con la finalidad de inducir estrés por la ausencia de oxígeno (condiciones anóxicas) para favorecer el crecimiento del consorcio microbiano. Los resultados de este experimento se presentan en la Figura 3a. La composición de SBF mostró un comportamiento similar en la densidad celular tanto en condiciones de agitación como estáticas, sin superar las 0.1 U.A. Inicialmente, el crecimiento celular en estas condiciones no sería posible debido a la carencia de una fuente de carbono y nitrógeno para los microorganismos. No obstante, es plausible que los microorganismos del consorcio mantengan una actividad metabólica baja conservando la densidad celular al momento de inocular el medio.

En contraste, el medio compuesto por SBF + Glucosa mostró un crecimiento bajo en condiciones de agitación, resultado de la adición de una fuente de carbono. Sin embargo, no se obtuvieron resultados similares bajo condiciones estáticas. En presencia de SMX, no se observaron cambios en los valores de densidad celular, ya que fueron similares a los obtenidos en SBF. Estos resultados pueden relacionarse con la tolerancia de los microorganismos inoculados al SMX, aunque los valores de densidad celular sean bajos (colocar valor). Además, los resultados de consumo de SMX no mostraron cambios desde su concentración inicial de 20 ppm hasta el final del periodo de incubación (Figura 3b).

Dado que el SMX es un antibiótico y su presencia impide el desarrollo de los microorganismos, se exploraron estrategias alternativas que permitieran seleccionar poblaciones mejor adaptadas a

su presencia. Una de estas estrategias fue la estimulación eléctrica mediante CEM. Estudios anteriores indicaron que la polarización de un electrodo favorece el crecimiento de consorcios microbianos adaptados a la presencia de SMX, mediante la exposición prolongada a la polarización del electrodo y al fármaco. Este proceso induce el intercambio de genes de resistencia a antibióticos, promoviendo el crecimiento de microorganismos con alto potencial biotecnológico (P. Chen et al., 2023; X. Chen et al., 2023; Ge et al., 2013). En este caso, una vez confirmada la tolerancia del consorcio microbiano a la presencia de SMX, se realizaron pruebas electroquímicas, considerando que la estimulación eléctrica aplicada al cultivo podría favorecer su crecimiento y, consecuentemente, la remoción de SMX.

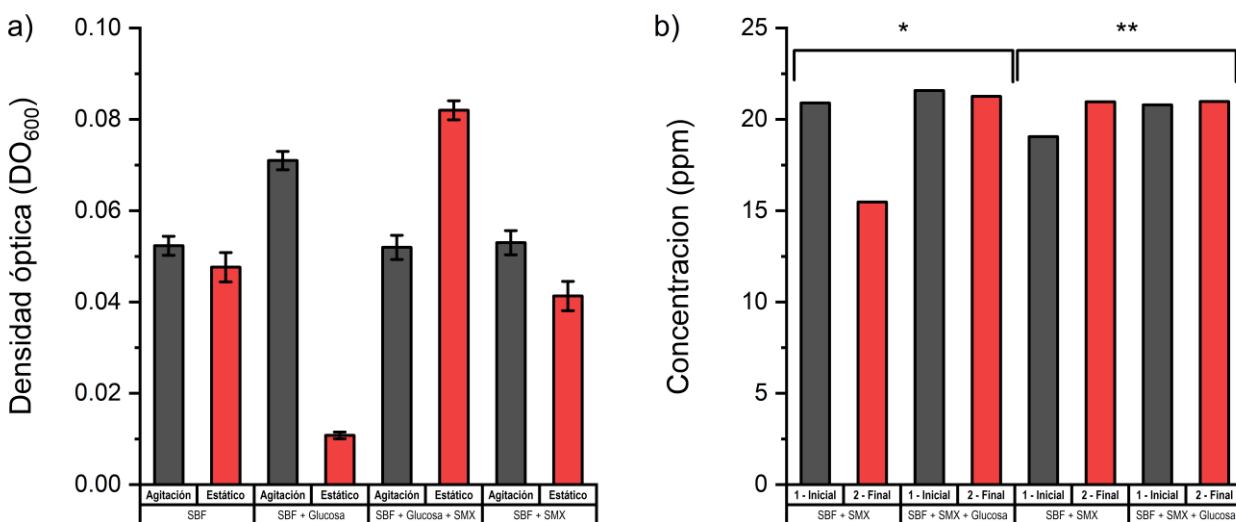


Figura 3. a) Densidad celular medida mediante absorbancia a 600 nm de los cultivos del consorcio microbiano en medio mínimo compuesto por SBF como medio basal suplementado con glucosa 100 mM y SMX a 20 ppm. b) Consumo de SMX a 20 ppm del consorcio microbiano obtenido de los lodos de PTAR.

5.2 Tratamiento químico del electrodo de tela de carbono

La caracterización fisicoquímica del electrodo de tela de carbono (ETC), modificado químicamente (C_3Cl) para mejorar la adhesión de los microorganismos, mediante técnicas de espectrometría FT-IR y Raman, generó los espectros mostrados en la Figura 1.

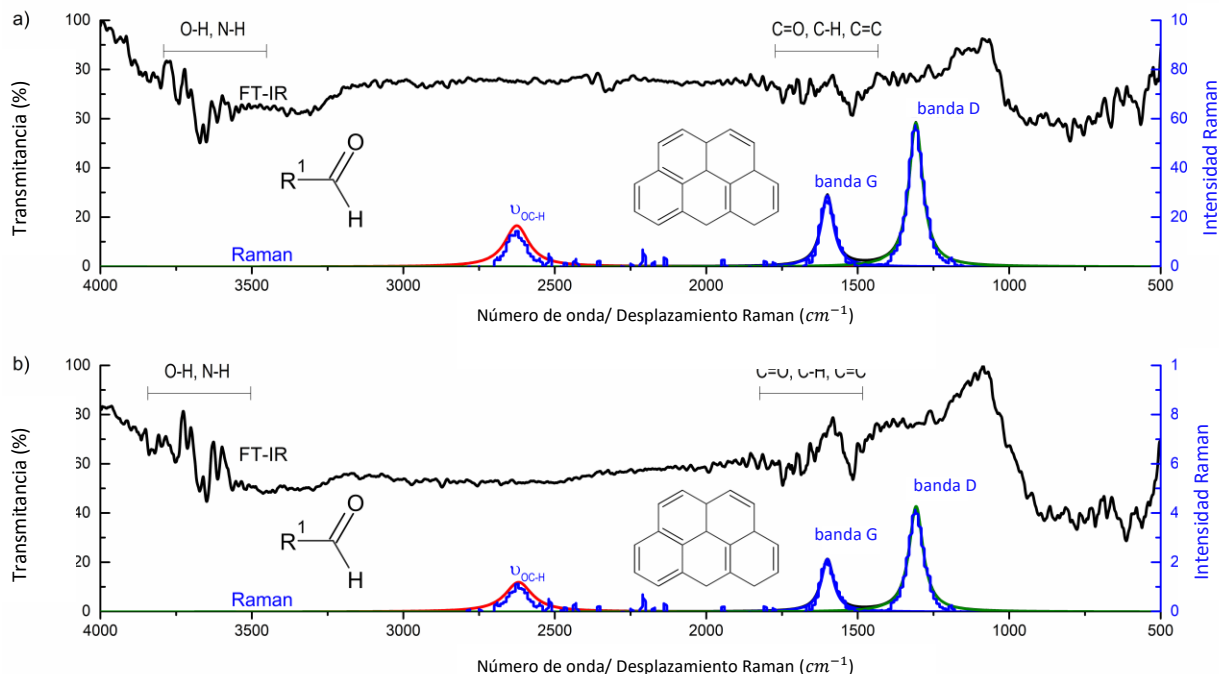


Figura 1. Espectros FT-IR (línea negra) y Raman (línea azul) de la superficie del ETC, antes (a) y después (b) del tratamiento orgánico.

Las bandas de estiramiento en el rango de 3650-3671.9 cm^{-1} pueden asociarse a enlaces O-H (hidroxilo) o N-H (amina), indicando la presencia de grupos hidroxilo en la superficie del ETC. La banda de estiramiento en 1747 cm^{-1} se atribuye a un estiramiento de enlace C=O (carbonilo). En el espectro Raman, se observa la banda $\nu_{\text{OC-H}}$ en 2626.04 cm^{-1} , relacionada con el grupo funcional O=C-H (aldehído), corroborando lo detectado por FT-IR (Figura 1a). Las bandas de flexión en 2333 cm^{-1} , 1681.6 cm^{-1} y 1517.7 cm^{-1} podrían estar vinculadas a flexiones de enlaces C-H (alcano) y C=C (alqueno), correspondientes a la parte gráfica de la fibra de carbono (Figura 1b). El espectro Raman también revela bandas características a 1309.65 cm^{-1} (banda G), relacionada con la banda de estiramiento de carbono gráfico observada en el espectro FT-IR, indicando la presencia de carbono gráfico en la fibra de carbono. La banda Raman a 1604.59 cm^{-1} está relacionada con la banda de estiramiento de carbono amorfo (banda D), indicando la presencia de carbono amorfo o con defectos en la estructura de la fibra de carbono (ver Figura 1a). El espectro FT-IR del electrodo sometido a tratamiento químico presenta bandas características que indican la composición y estructura del ETC. Al igual que en la superficie no tratada, las bandas de estiramiento en la

región de alta frecuencia sugieren la presencia de enlaces O-H (hidroxilo) o N-H (amina) en la superficie del ETC.

Adicionalmente, se observan bandas de estiramiento relacionadas con enlaces C-H (alcano) y enlaces C-C en la estructura del ETC (Figura 1b). Los resultados de Raman muestran la presencia de las bandas G y D, indicando la presencia de carbono gráfico y defectuoso, confirmando lo observado en FT-IR. Las bandas de flexión en FT-IR indican la presencia de enlaces C=O (carbonilo) y posibles flexiones de enlaces C-H (alcano), las cuales podrían estar relacionadas con el carbono gráfico. Los resultados de la caracterización por Raman muestran resultados similares en relación con la banda ν_{OC-H} , indicando que el grupo funcional C=O observado en FT-IR podría corresponder al grupo funcional O=C-H. Estos resultados permiten concluir que la estructura cristalina del ETC no sufre cambios significativos debido al tratamiento químico.

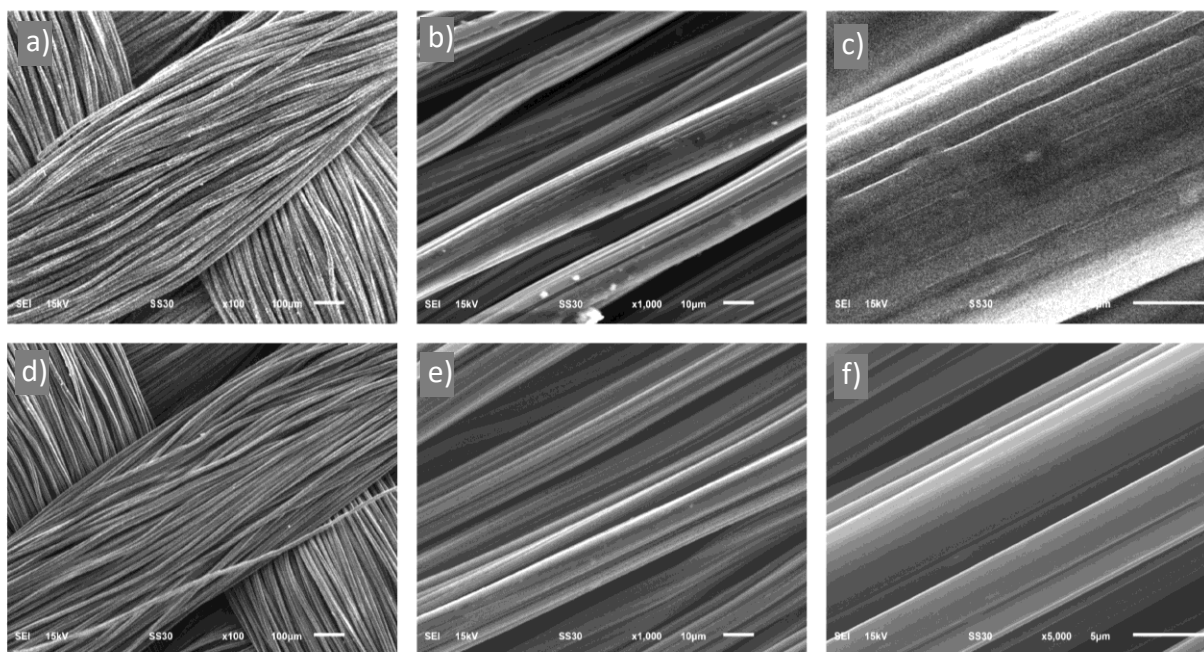


Figura 2. Imágenes obtenidas por microscopía electrónica de barrido (MEB) del ETC antes y después del tratamiento orgánico. ETC sin tratamiento c) 100x, d) 1000x y e) 5000x. ETC después del tratamiento f) 100x, g) 1000x y h) 5000x (Tomado de Perez-Garcia., 2023).

Para obtener más detalles de la estructura del ETC, se llevó a cabo un análisis de pico utilizando la función de Lorentz para el ajuste computacional de los espectros Raman. Una comparación entre las intensidades de las bandas D y G (I_D e I_G , respectivamente) indicó que la relación I_D/I_G (2.003) para el espectro del ETC con tratamiento orgánico es menor que la relación I_D/I_G (2.028) para el

ETC sin tratamiento. Este resultado indica que el tratamiento orgánico permitió disminuir la fracción de carbono defectuoso en el ETC con respecto a la fracción de carbono grafitico contenida. Además, una comparación entre las intensidades de las señales $\nu_{\text{OC-H}}$ observadas en los espectros obtenidos para el ETC con (12.03) y sin (16.72) tratamiento orgánico indica que el tratamiento orgánico también promovió una disminución del contenido de grupos aldehído. Cabe señalar, que estos cálculos permitieron obtener el tamaño del cristalito (L_a) en cada material. Para calcular el tamaño del cristalito fue empleada la ecuación de Cançado et al., (2006), la cual está dada por:

$$\text{Ecuación 1. } L_a (\text{nm}) = (2.4 \times 10^{-10}) \lambda_l^4 \left(\frac{I_D}{I_G} \right)^{-1}$$

Siendo λ_l la longitud de onda de la línea del láser en unidades de nm. Ambas muestras presentan un tamaño de cristalito similar: 44.35 nm para el material con tratamiento orgánico y 43.79 nm para el material sin tratamiento. Estos resultados confirman que el tratamiento orgánico no ha tenido un efecto significativo en el tamaño del cristalito del material de carbono, por lo que ambas muestras tienen una estructura cristalina comparable (Schuepfer et al., 2020). Estos resultados confirman la efectividad del método para limpiar la superficie del ETC sin alterar su estado. El análisis morfológico mediante microscopía electrónica de barrido (MEB) muestra que la muestra tratada a 100x presenta una superficie más oscura en comparación con la muestra sin tratamiento, sugiriendo la eliminación de una posible capa aislante en esta última (Figura 2 a, b y c). A 1000x, se observan aglomeraciones en el ETC sin tratamiento, probablemente asociadas a residuos orgánicos, mientras que la muestra tratada no presenta tales aglomeraciones. A 5000x, se confirma la existencia de una capa aislante en la muestra sin tratamiento, con imperfecciones en las fibras de la tela de carbono, mientras que las fibras de la muestra tratada son lisas y sin imperfecciones (Figura 2d, e y f). El análisis EDS indica una reducción significativa de oxígeno en la muestra tratada, coincidiendo con la disminución de grupos O=C-H, como se observó en Raman.

Tabla 8. Análisis EDS de las muestras antes y después del tratamiento con $CHCl_3$

Elemento	Unn. C (wt. %)	C norm. (wt. %)	C atom. (at. %)	Error (wt. %)
CFE sin tratamiento				
C6	96.82	96.82	97.59	10.27
O8	3.18	3.18	2.41	0.55
	100.00	100.00	100.00	
CFE con tratamiento				
C6	98.18	98.18	98.62	10.65
O8	1.82	1.82	1.38	0.44
	100.00	100.00	100.00	

5.3 Colonización del electrodo de tela de carbono a partir del consorcio microbiano

Para iniciar los estudios de remoción de SMX en una CEM, se llevó a cabo la colonización del ETC mediante el consorcio microbiano proveniente de lodos de una PTAR. En esta fase, se realizaron pruebas de colonización con un electrolito usando un medio de cultivo. El objetivo fue inducir el consumo de la única fuente de carbono por las células del consorcio, ya sea glucosa o SMX, y en ausencia de oxígeno (O_2), y que los microorganismos utilicen el electrodo como aceptor final de electrones. El proceso de colonización consistió en aplicar una estimulación eléctrica a los microorganismos mediante la inoculación de una celda electroquímica con 50 mL de medio de cultivo y 1 mL del consorcio. Se impuso un voltaje de 0 V vs. $Hg|Hg_2Cl_2$ KCl sat' mediante CA durante 72 h. La estimulación eléctrica se prolongó durante aproximadamente 150 horas, sin observar una corriente significativa (Figura 10d). En este período, los resultados de VC al inicio y al final indicaron cambios en el perfil, asociados a la contribución capacitiva vinculada al aumento de la densidad celular. La capacitancia diferencial (Cd) se derivó de las curvas CV en la región de la doble capa utilizando la ecuación Ec. 2:

Ecuación. 2. $C_d = \frac{i}{dv/dt}$

Donde A corresponde al área absoluta del voltamperograma, v es la velocidad de barrido empleada en V/s, y ΔE corresponde a la ventana de potencial empleada en la medición. En el caso del electrolito compuesto de SBF + Glucosa 100 mM + SMX 20 ppm, se observó un aumento mínimo en la C_d en comparación con otros electrolitos (Figura 4a), coincidiendo con una baja densidad celular y alcanzando una C_d de 3.9 μF , siendo 13.25 veces superior que la inicial, la cual apenas alcanzó los 0.29 μF (Tabla 9). En cambio, para el electrolito compuesto por SBF + EL 5% + SMX 20 ppm se alcanzó un máximo de C_d de 13.24 μF , siendo 47.24 veces superior que la inicial.

Tabla 9. Valores de C_d para diferentes composiciones de electrolito, antes y después de la imposición de la estimulación eléctrica.

Composición del electrolito	C_d (μF)
SBF + Glucosa + SMX 20 ppm – Inicial	0.29
SBF + Glucosa + SMX 20 ppm – Final	3.90
SBF + SMX 20 ppm – Inicial	0.28
SBF + SMX 20 ppm – Final	6.71
SBF + LB 5% + SMX 10 ppm – Inicial	0.28
SBF + LB 5% + SMX 10 ppm – Final	13.24

Los valores elevados en C_d bajo esta condición podrían estar relacionados con una mayor variación de la capacitancia en función del potencial, sugiriendo una acumulación superior de cargas eléctricas en la interfaz, posiblemente asociada a la carga interfacial presente en la membrana celular de los microorganismos debido a la mayor densidad celular. Además, la densidad celular y la corriente capacitiva fueron ligeramente mayores en el electrolito compuesto por SBF + SMX 20 ppm en comparación con el electrolito de SBF + Glucosa 100 mM + SMX 20 ppm, lo que indica una mejor capacidad del consorcio microbiano para utilizar el SMX como fuente de carbono en lugar de la glucosa. Es relevante señalar que el perfil de VC mostró un aumento en la corriente

de la señal (i), indicativo de una disminución en la contribución resistiva de la superficie asociada a la reacción $O_2 + e^- \rightarrow O_2^{\bullet-}$ (Figura 4b). Este efecto fue más pronunciado en presencia de EL 5%, ya que una alta densidad celular está asociada a una mayor acidificación del medio de cultivo (Figura 4c).

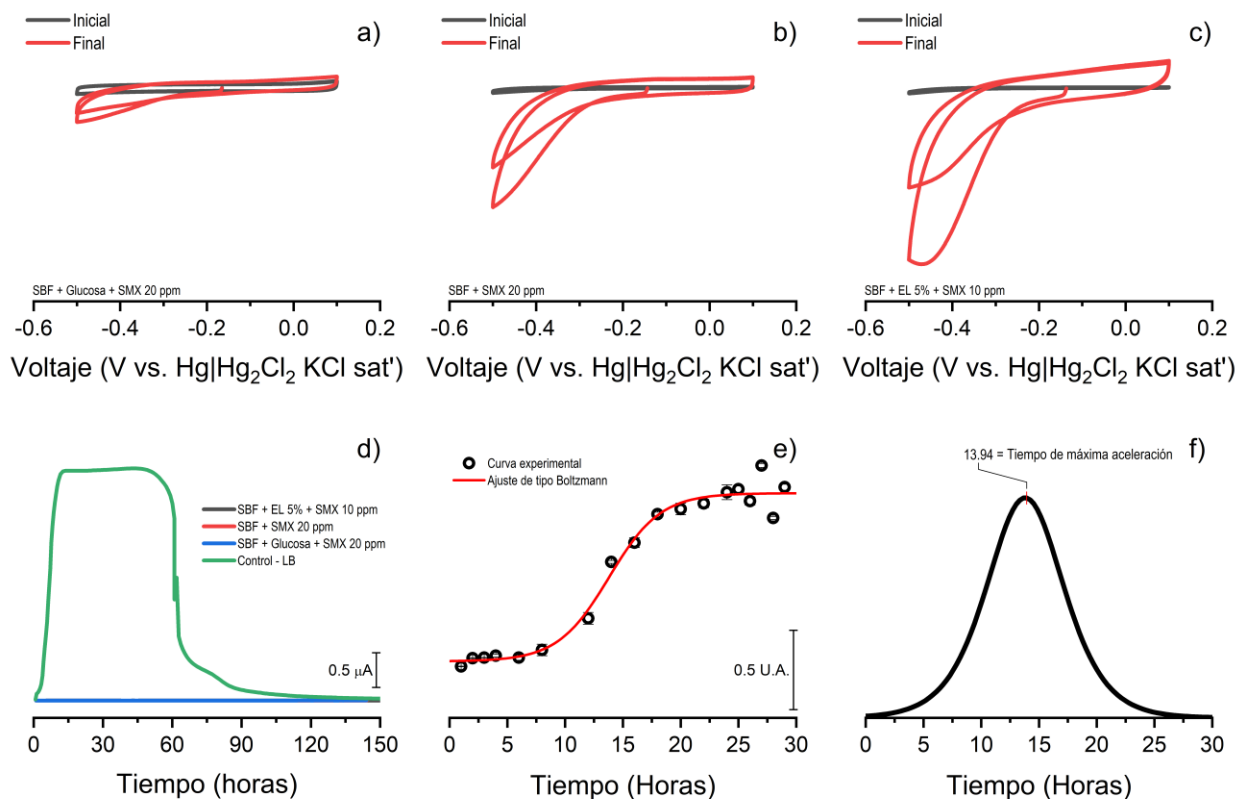


Figura 4. VC de la colonización del ETC bajo diferentes condiciones de sustrato en presencia de SMX empleando un voltaje de estimulación a circuito abierto vs. Hg/Hg₂Cl₂ KCl sat': a) Solución buffer de fosfatos (SBF) + glucosa y SMX a 20 ppm, b) SBF + SMX 20 ppm y c) SBF + extracto de levadura (EL) al 5% v/v + SMX a 10 ppm. Voltamperogramas cíclicos realizadas a 10 mV/s. d) Curvas CA bajo diferentes componentes de electrolito, efectuadas a un voltaje a circuito abierto vs. Hg/Hg₂Cl₂ KCl sat'. e) Cinética de crecimiento del consorcio microbiano obtenido de los lodos de PTAR y f) primera derivada de la curva ajustada de la cinética de crecimiento.

Sin embargo, la baja corriente obtenida por CA indicó que bajo estas condiciones no fue posible el desarrollo de células capaces de realizar el proceso de TEE. Además, el nulo consumo de SMX indicó que los microorganismos solo son tolerantes al SMX bajo estas condiciones. A pesar de esto, los resultados en el electrolito de SBF + EL 5% + SMX 20 ppm sugieren que la presencia de

un medio enriquecido mejora el proceso de colonización del electrodo con microorganismos electrogénicos. Se desarrollo un experimento de control utilizando medio LB como electrolito, imponiendo un voltaje de 0 V vs. Hg|Hg₂Cl₂ KCl sat' durante 150 h. Los resultados de CA mostraron un aumento gradual durante las primeras 12 horas de estimulación eléctrica, manteniendo la transferencia de electrones durante casi 50 horas, seguido de un declive en la corriente, asociado a la limitación por sustrato y posiblemente a la muerte celular (Figura 4d). Posteriormente, se procedió a realizar una cinética de crecimiento del consorcio para identificar las diferentes etapas de desarrollo de estos microorganismos y estandarizar el inóculo utilizado para la colonización del electrodo. Además, las siguientes pruebas de colonización se realizaron en ausencia de SMX, utilizando el medio LB como fuente de electrones para los microorganismos.

Los resultados de la cinética de crecimiento se presentan en las Figura 4 e y f, indicando que la fase estacionaria se alcanzó después de 20 h de incubación. Con base en investigaciones previas, se recomienda emplear el inóculo en su fase logarítmica para la colonización del electrodo. Para identificar el tiempo de máxima aceleración del crecimiento, se derivó la curva cinética, encontrando que el máximo valor se registró a las 13.94 h de incubación. En consecuencia, se estableció un tiempo de incubación del inóculo de 13 horas para las siguientes pruebas de colonización. Luego de la incubación, se procedió a la inoculación de una celda electroquímica estéril de 10 mL con 1 mL de inóculo, utilizando medio LB como electrolito soporte y un electrodo de trabajo (ETC) de 7 mm de diámetro. Posteriormente, se estimuló eléctricamente el cultivo con un voltaje de 0 V vs. Hg|Hg₂Cl₂ KCl sat', hasta alcanzar la corriente máxima. Los resultados de este experimento se presentan en la Figura 5a. Durante la fase de colonización, se observó un aumento característico en la corriente de la medición CA, asociado al incremento de la densidad celular de los microorganismos electrogénicos en la superficie del electrodo (Askitosari et al., 2019; Bosire et al., 2016; Bosire & Rosenbaum, 2017). La corriente máxima se registró entre las 8 y 10 h después de la inoculación. La corriente media máxima fue de aproximadamente $2.95 \pm 0.50 \mu\text{A}$ a las 12 h de operación de la celda. Mientras tanto, las mediciones de demanda química de oxígeno (DQO) mostraron un descenso en sus valores al final de la colonización, pasando de $362.50 \pm 4.95 \text{ mg DQO/L}$ al inicio a $267.00 \pm 14.14 \text{ mg DQO/L}$ al final. El aumento en la corriente CA y la disminución de la DQO demuestran la capacidad del consorcio microbiano para oxidar el sustrato y transferir los electrones obtenidos de la reacción microbiana al electrodo durante la fase de colonización.

Además, se realizaron mediciones electroquímicas mediante VC en diferentes etapas del desarrollo de la biopelícula (Figura 5b). A las 6 h de incubación, se observó la aparición del par redox I_a/I_c con un valor de $E_{1/2}$ de 0.416 V vs Hg|Hg₂Cl₂ KCl sat', y otro proceso redox irreversible denominado II_a con un valor de E_p de 0.268 V vs Hg|Hg₂Cl₂ KCl sat'. Estas señales podrían estar relacionadas con algún compuesto químico presente en la biopelícula formada por el consorcio, que desarrolla actividad redox. A las 12 horas, la corriente de estas señales aumentó considerablemente, haciéndose presente otro par redox con un valor de $E_{1/2}$ de -0.269 V vs Hg|Hg₂Cl₂ KCl sat'. Cabe señalar que el valor de $E_{1/2}$ del par redox I_a/I_c se desplazó a potenciales anódicos al tiempo final, lo que sugiere una posible acidificación del medio de cultivo.

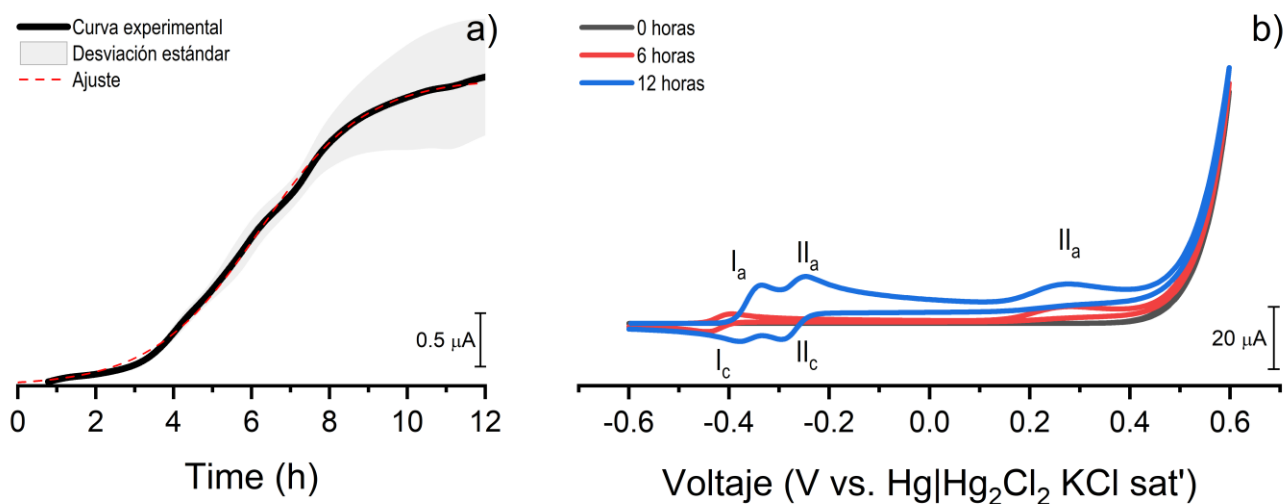


Figura 5. a) Curva CA de la colonización del ETC en presencia de medio LB como electrolito soporte, empleando el cultivo de 12 horas como inóculo y a un voltaje a circuito abierto vs. Hg|Hg₂Cl₂ KCl sat'. b) Curvas VC a diferentes etapas de desarrollo de la biopelícula, empleando un barrido de 10 mV/s.

Para confirmar la capacidad oxidativa del electrodo colonizado, se llevaron a cabo mediciones de la corriente generada en dos ciclos posteriores a la colonización, cada uno con una duración aproximada de 18 h. Los resultados de este estudio se presentan en la Figura 6a. Durante el primer ciclo, se observó un aumento de la corriente, atribuible a la fase de colonización del electrodo. Al alcanzar la corriente máxima, se recuperó el electrodo colonizado, se lavó con SBF estéril y se introdujo en una celda con medio LB fresco. Tras el cambio de medio de cultivo (ciclo 2), la corriente experimentó un descenso, el cual se restableció después de 6 h de operación a voltaje continuo, alcanzando su máximo después de 12 h. Posteriormente, el sistema mostró un rápido descenso de la corriente, manteniéndose hasta finalizar el tercer ciclo (puntos de color azul), posiblemente debido a un proceso de muerte celular en la biopelícula. Este fenómeno es consistente con estudios previos, como el de Ki et al., (2017), quienes estimularon un consorcio obtenido de lodos primarios de PTAR mediante un voltaje constante de 0.2 V vs. electrodo normal de hidrógeno (ENH) en un reactor electroquímico. Además, Ge et al., (2013) observaron el declive en la corriente al final de cada ciclo de 9 días.

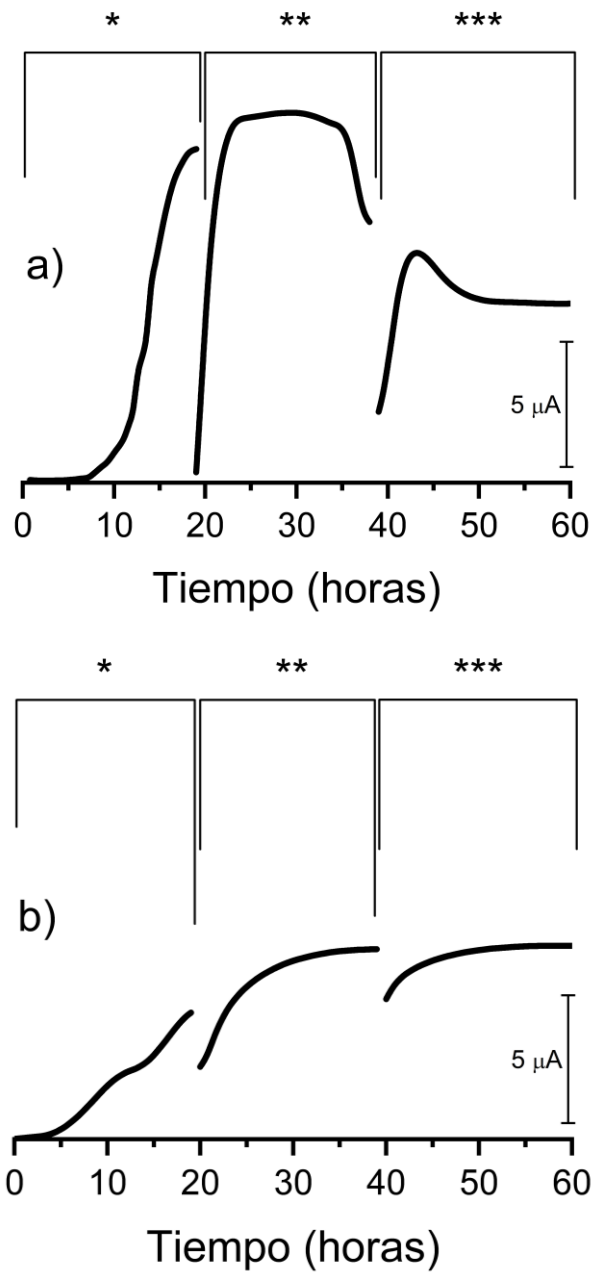


Figura 6. Curvas CA de la colonización y TEE del consorcio microbiano en ausencia de SMX (a) y presencia de SMX a 10 ppm (b). * Periodo de colonización, ** Primer cambio de medio (ciclo 1), y *** segundo cambio de medio (ciclo 2).

Por otro lado, se analizó el efecto del SMX en la colonización del electrodo (Figura 6b). Durante la fase de colonización, se observó el aumento esperado de la corriente CA en este ciclo, alcanzando un máximo de $4.90 \mu\text{A}$ en aproximadamente 19 h de operación, considerablemente menor en comparación con el máximo de $13.33 \mu\text{A}$ en esta fase en ausencia de SMX. Esto sugiere que el SMX podría tener un efecto negativo en el proceso de colonización del electrodo. En el segundo ciclo de operación, la corriente CA mantuvo un aumento constante hasta alcanzar un máximo de $7.55 \mu\text{A}$, en aproximadamente 12 h de operación. Este perfil de corriente se mantuvo hasta el final del segundo ciclo, alcanzando un máximo de $7.43 \mu\text{A}$ en 19 h. Es importante notar que, durante el tercer ciclo de operación, la corriente CA no mostró una disminución aparente en sus valores máximos, a diferencia de los experimentos sin SMX. Este posible estado estacionario se mantuvo hasta las 19 h de operación, equivalente a 57 horas totales de operación a voltaje continuo. A pesar de que los resultados sugieren que el SMX podría tener un efecto negativo en la colonización del electrodo, no se pueden considerar como pruebas concluyentes de tal efecto. Se propone un estudio de caracterización de superficies y MEB para confirmar esta hipótesis.

La presencia de SMX en el sistema se analizó mediante VC (Figura 13). Los resultados en ausencia de SMX durante la fase de colonización, que abarca desde el estado inicial hasta el final del primer ciclo, concuerdan con los presentados en la Figura 5b. No obstante, al concluir el segundo ciclo, la señal asociada al par redox II_a/II_c disminuye significativamente, conservándose solo la asignada al par I_a/I_c (Figura 13a). Este fenómeno sugiere que la conexión entre las células y el electrodo comienza a desestabilizarse, posiblemente debido a la muerte celular. Esta situación podría explicar la disminución en la corriente observada en las mediciones de CA. Al finalizar el último ciclo, la señal asignada al par redox I_a/I_c desaparece, quedando únicamente la señal III_a . Estos resultados podrían indicar que al final del tercer ciclo solo persiste una vía de transferencia de electrones. Esta podría ser la razón de la disminución en la corriente observada en los perfiles de CA mostrados en la Figura 12a. Es esencial destacar que, en los perfiles de CA en el tercer ciclo, tanto en los experimentos en presencia como los que estaban en ausencia de SMX, la corriente alcanzó máximos similares, manteniéndose en torno a $8.02 \mu\text{A}$ en ausencia de SMX y $7.25 \mu\text{A}$ en presencia de SMX después de 57 h de operación.

Los perfiles de VC de los experimentos en presencia de SMX se presentan en la Figura 7b. La divergencia en las rutas de transferencia de electrones es evidente, comenzando con la desaparición

del par redox II_a/II_c , seguido por la disminución de la señal del par redox I_a/I_c y el fortalecimiento de la señal III_a . Estos cambios podrían indicar alteraciones metabólicas debido a la presencia de SMX o a la diferenciación de comunidades presentes en la biopelícula. Es plausible que la presencia de SMX inhiba el crecimiento de una población electrogénica, responsable de la aparición del par redox II_a/II_c en ausencia de SMX y de los aumentos en la corriente de oxidación en el segundo ciclo (Figura 6a). La desaparición de esta especie microbiana podría ocasionar que la especie resistente a SMX mejore su conexión electrónica con la superficie, lo que explicaría el aumento en la corriente de la señal III_a . No obstante, al final del tercer ciclo, esta conexión se vuelve inestable, provocando la disminución de la corriente de la señal III_a . Una explicación sería el desprendimiento de las células de la biopelícula como consecuencia de la muerte celular. No obstante, se requerirán estudios de caracterización de superficies como MEB para validar estas hipótesis.

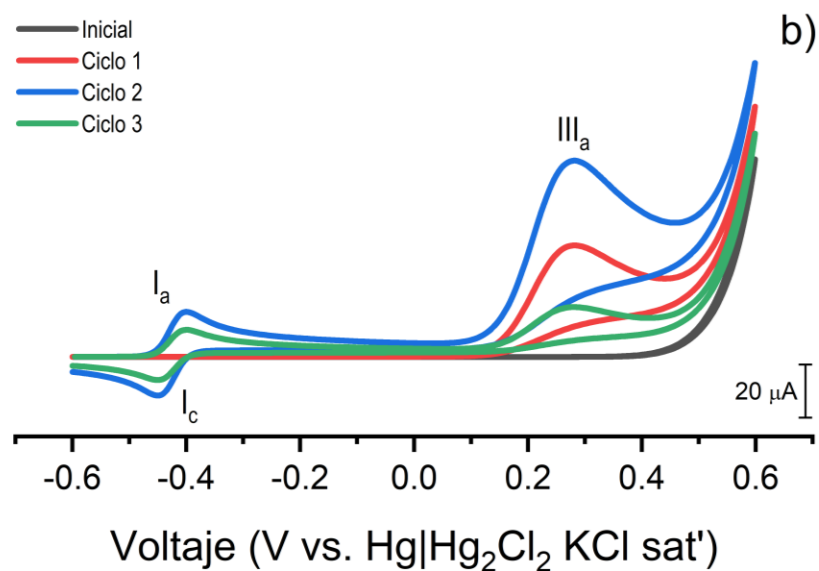
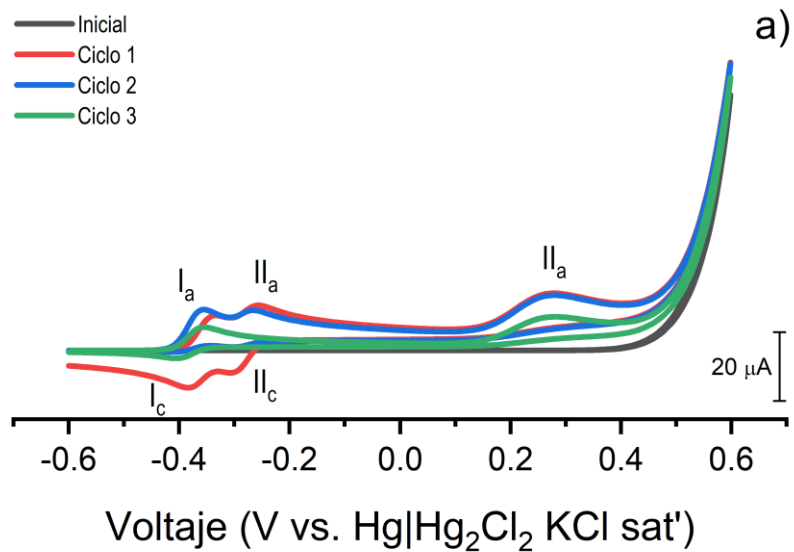


Figura 7. Curvas VC al inicio de la colonización y al final de cada ciclo de estimulación eléctrica a 0 V vs. Hg|Hg₂Cl₂ KCl sat'. a) Experimentos en ausencia de SMX empleando medio LB como electrolito soporte, y b) experimentos en presencia de SMX a 20 ppm.

5.4 Remoción de sulfametoxazol de un agua residual sintética

Una vez demostrada la viabilidad de colonizar un ETC con un consorcio microbiano obtenido de lodos de PTAR, se analizó el proceso de TEE en presencia de diferentes concentraciones de SMX. Posteriormente, se evaluó la eficacia del electrodo colonizado en la eliminación de SMX de agua residual sintética. Después de la colonización en medio de cultivo LB, se recuperó y enjuagó el electrodo colonizado con SBF a un pH de 7, siguiendo el procedimiento previamente empleado. A continuación, se integró el electrodo colonizado en una celda electroquímica conteniendo caldo LB fresco con una concentración de SMX de 20 ppm. Posteriormente, se evaluó el efecto de aumentar la concentración de SMX a 40 ppm en otra celda.

Una vez ensamblada la celda y antes de aplicar la estimulación eléctrica, se monitoreó la caída de voltaje del electrodo durante 20 h utilizando la técnica de voltaje a circuito abierto (VCA), hasta alcanzar variaciones mínimas en el voltaje. Los resultados revelaron un incremento en el valor de VCA en la condición con 40 ppm, indicando un tiempo de carga más prolongado en comparación con la condición a 20 ppm (Figura 8a). En el caso de la curva a 20 ppm, la caída de potencial es consistente con un proceso de carga superficial. Este fenómeno podría estar relacionado con la capacidad de carga de la biopelícula electroactiva, vinculada a los procesos iniciales de interacción de especies electroactivas en la interfaz electrodo-solución, alcanzando luego un estado estacionario. En contraste, la condición a 40 ppm exhibe una forma diferente de la curva VCA, mostrando un estado de equilibrio inicial seguido por un estado de transición, posiblemente relacionado con la permeación de iones en la biopelícula desde el electrolito. Una mayor concentración de SMX podría inducir la lisis celular, generando inestabilidad en la biopelícula y permitiendo la entrada de iones, los cuales podrían reorientarse en la región interfacial, induciendo así un nuevo estado de equilibrio. Esto podría indicar diferenciación de poblaciones microbianas adaptadas a la presencia de SMX.

Una vez alcanzado el estado de equilibrio en la biopelícula, se procedió a la estimulación eléctrica a circuito abierto vs. $\text{Hg}|\text{Hg}_2\text{Cl}_2$ KCl saturado mediante la técnica de CA. En este caso, se observó una corriente de oxidación mayor en la condición con 40 ppm, siendo 2.89 veces mayor que bajo la condición a 20 ppm (Figura 8b). Este resultado respalda la hipótesis de diferenciación de poblaciones, sugiriendo que la población adaptada a SMX demostró una mejor capacidad para llevar a cabo la TEE en el electrodo, mejorando considerablemente la electroactividad. Las mediciones por

VC corroboraron estos resultados, manteniendo diferencias en las señales atribuibles a especies químicas electroactivas (Figura 8c). Se observó que, bajo la condición a 20 ppm, la señal del par redox I_a/I_c tuvo un mejor desarrollo que la señal III_a . En contraste, a 40 ppm, la señal III_a mostró un mejor desarrollo.

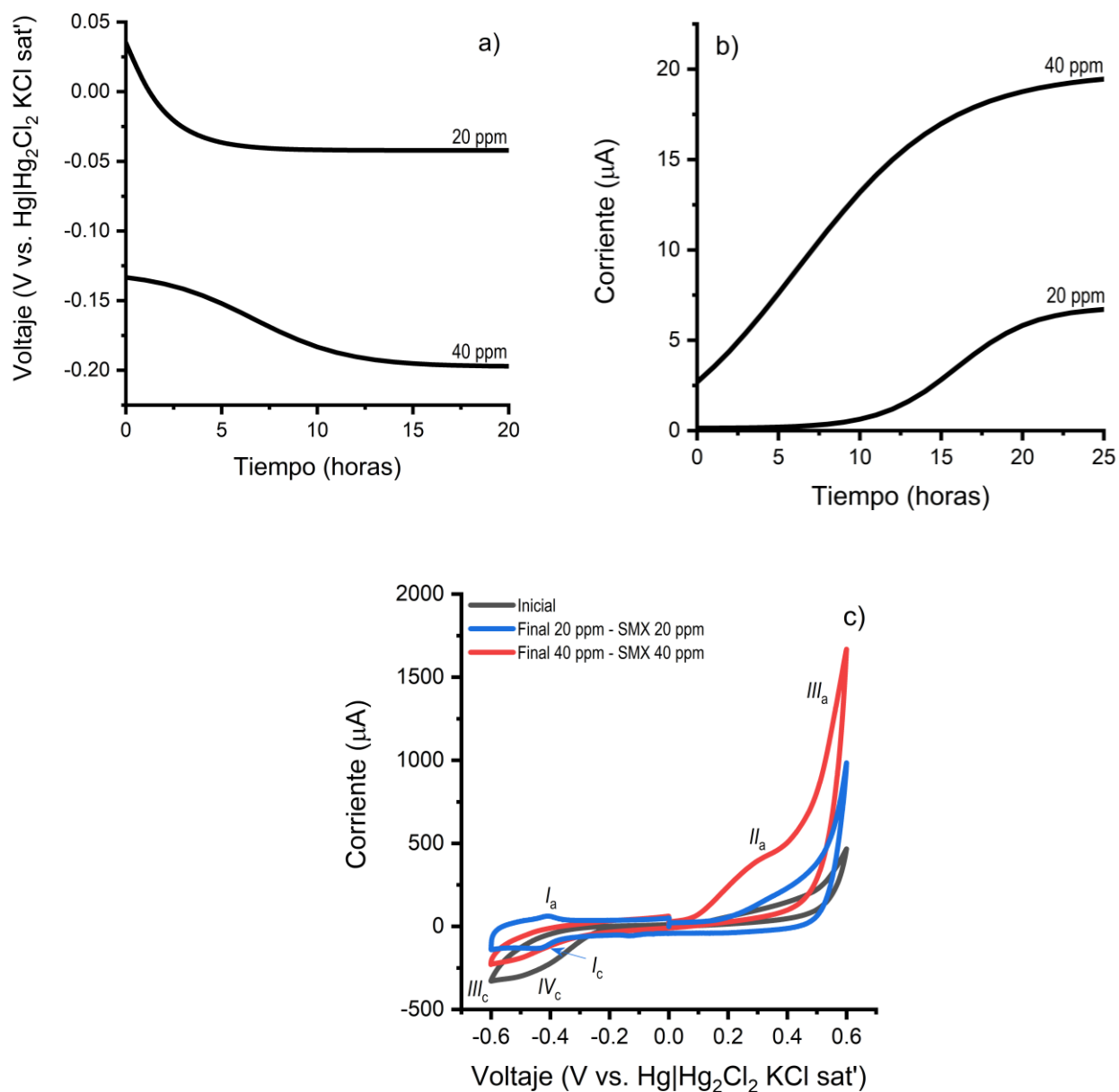


Figura 8. a) Curvas VCA del ETC colonizado por el consorcio a diferentes concentraciones de SMX. b) Respuesta CA de los electrodos colonizados y c) Curvas VC al final de la estimulación eléctrica de los electrodos colonizados a una velocidad de barrido de 10 mV/s

De este modo, la capacidad de remoción de SMX por parte de la biopelícula para ambas condiciones fue estudiada mediante HPLC – PDA. Los análisis de los perfiles indican una remoción de SMX en ambos casos, reduciendo al mínimo la magnitud de la señal (Figura 9). La evaluación y cuantificación revelaron que el electrodo colonizado fue capaz de eliminar hasta el 85 % de SMX bajo la condición de 20 ppm, mientras que, para 40 ppm, se alcanzó un máximo del 98 %. Estos resultados son similares a los informados en estudios recientes, como el de Zhao et al., (2023), que empleó una CCM con un bioánodo de Fe-Co dopado con N, logrando una eliminación máxima del 89 %. A su vez, investigaciones de X. Chen et al., (2023), y Hu et al., (2023), alcanzaron eliminaciones máximas cercanas al 98 %, aunque estas estrategias involucraron el acoplamiento con bio-reactores o humedales construidos, respectivamente. A diferencia de este trabajo, que implementó un proceso más sencillo y eficiente mediante la mejora del proceso de colonización del ETC por parte del consorcio microbiano. En este sentido, es importante señalar que los resultados obtenidos en esta prueba contrastan con los obtenidos en las pruebas de tolerancia, donde el mismo consorcio no pudo eliminar el SMX bajo condiciones de matraz. Asimismo, el consorcio no logró transferir electrones al ETC bajo condiciones limitadas de nutrientes. Por lo tanto, se destaca la importancia del enriquecimiento del sustrato y la aclimatación del consorcio al SMX para mejorar su capacidad de eliminación (Su et al., 2023).

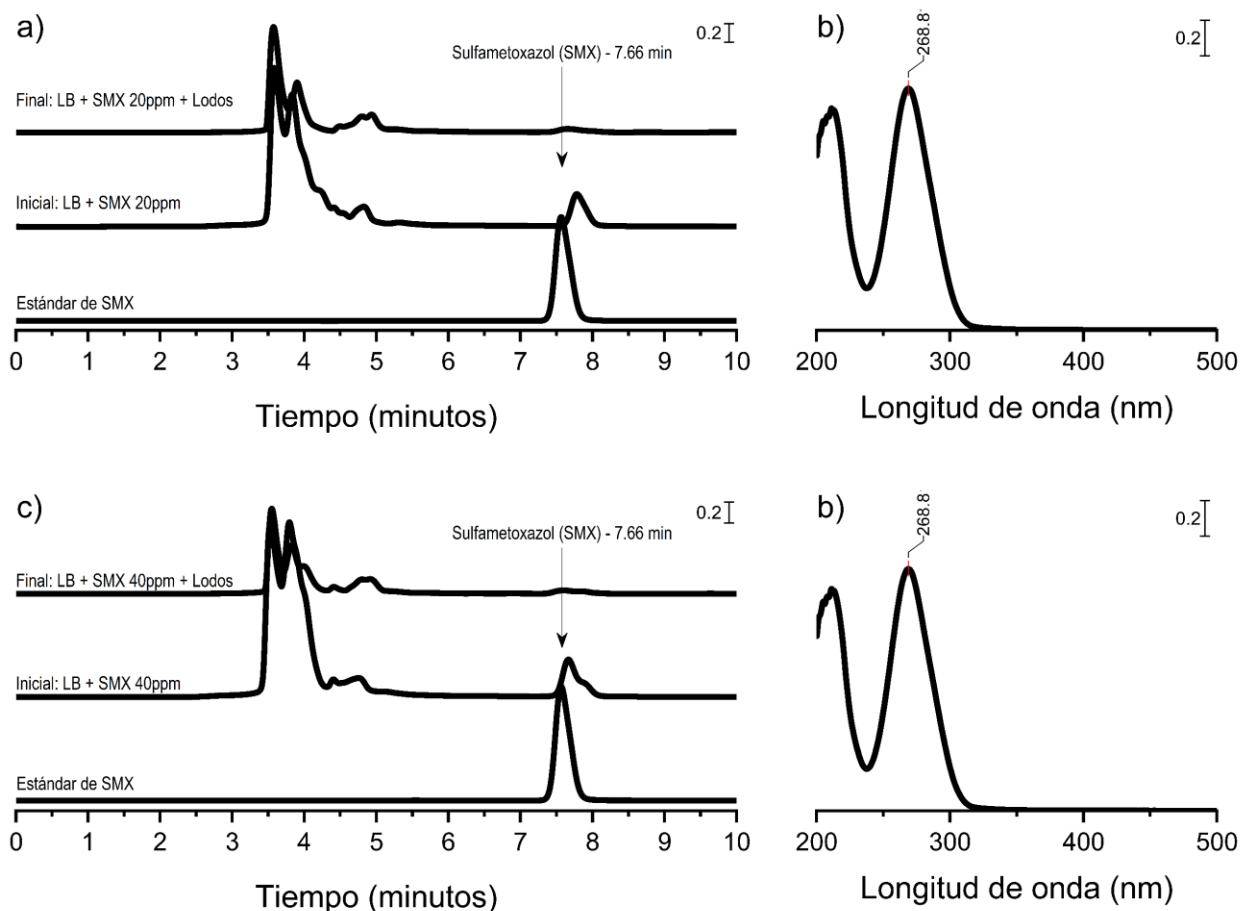


Figura 9. Análisis cromatográfico de los sobrenadantes obtenidos de las celdas electroquímicas a 20 ppm de SMX (a) y 40 ppm de SMX (d). Espectros UV-Vis de la señal de SMX obtenidas del análisis cromatográfico: b) señal del compuesto estándar y d) señal de la muestra.

Además, estudios previos indican que concentraciones más altas de SMX y la estimulación eléctrica sostenida provocan reacciones bioelectroquímicas más rápidas (en CEM), mejorando la degradación del SMX (W. Xue et al., 2019). Otros estudios señalan que dosis bajas de SMX (10 mg/L y 20 mg/L de SMX) provocan una regulación positiva de la catalasa y el regulón RpoS para inducir *sul1*, *sul3* e *int1*, genes relacionados con la resistencia antibiótica (H. Zhou et al., 2023). A dosis más altas de SMX (30 mg/L y 40 mg/L de SMX), los microorganismos tienden a regular positivamente la enzima superóxido dismutasa y la respuesta SOS, generando *sul2* y *sulA*, respaldando la hipótesis de que concentraciones más altas de SMX provocan el desarrollo de poblaciones microbianas resistentes y con capacidad de eliminación de SMX (P. Chen et al., 2023). Aunque este trabajo no confirmó la degradación de SMX, sugiere que las condiciones de polarización del electrodo, el enriquecimiento nutricional del electrolito y la concentración de SMX impactan en el

desarrollo de microorganismos mejor adaptados a la presencia de SMX, lo que podría tener aplicaciones biotecnológicas potenciales para el tratamiento de aguas residuales. En conclusión, los microorganismos presentes en los lodos de PTAR son capaces de remover SMX hasta en un 98% bajo estimulación eléctrica y medio enriquecido. La información obtenida en esta investigación servirá para el desarrollo de TEM en el tratamiento de compuestos emergentes tipo antibióticos, complementando así el tratamiento convencional en PTAR.

CONCLUSIÓN

El consorcio fue capaz de tolerar el Sulfametoxazol, pero su desarrollo celular se vio limitado, incluso en presencia de glucosa como fuente de carbono. A pesar de observar un aumento en la corriente durante la colonización, indicativo de la formación de biopelícula, la presencia de SMX afectó negativamente la colonización del electrodo. Sin embargo, la colonización del electrodo y su posterior aplicación en agua residual sintética con SMX fue viable. En los estudios mediante Voltaje a circuito abierto, la muerte celular en la biopelícula podría desencadenar la pérdida de biomasa a 40 ppm. La corriente por TEE bajo la condición de 40 ppm fue 2.89 veces mayor que la de 20 ppm, lo que sugiere la presencia de una población mejor adaptada al SMX. Los estudios por Voltamperometría cíclica respaldaron esta observación al mostrar diferencias en los perfiles relacionadas con especies químicas electroactivas, posibles vías de transferencia de electrones por parte de los microorganismos. Así, se plantea la existencia de diversas poblaciones microbianas en el ETC en respuesta a las variaciones en la concentración de SMX. En última instancia, la mayor remoción de SMX se observó en la condición de 40 ppm, con un máximo del 98%, mayor al 85% de remoción a 20 ppm. Estos resultados sugieren la presencia de una población mejor adaptada al SMX en concentraciones elevadas de este compuesto.

RECOMENDACIONES Y PERSPECTIVAS

Se recomienda realizar estudios para la caracterización de la superficie del electrodo de trabajo como lo son morfología por microscopia electrónica de barrido (SEM) y fisicoquímica por espectroscopia infrarroja (FTIR), esto para poder conocer la composición de la biopelícula formada por el consorcio microbiano.

Se recomienda utilizar análisis metagenómico para la identificar la predominancia de especies del consorcio microbiano esto para poder conocer que microorganismos conforman la biopelícula.

REFERENCIAS

- Ahmed Yunus, Lu Ji, Yuan Zhiguo, L. Bond Philip, Guo Jianhua. (2020). Efficient inactivation of antibiotic resistant bacteria and resistance genes by photo-Fenton process under visible LED light and neutral pH. *Water Research*. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115878>
- Al-Ahmad A., Daschner FD, Kümmerer K. (1999). Biodegradabilidad de cefotiam, ciprofloxacina, meropenem, penicilina y sulfametoxazol e inhibición de bacterias de aguas residuales . *Arco. Reinar. Contaminar. Toxico*. 37 , 158 163. 10.1007/s002449900501
- Al-Ansari, M. M., Benabdelkamel, H., & Al-Humaid, L. (2021). Degradation of sulfadiazine and electricity generation from wastewater using *Bacillus subtilis* EL06 integrated with an open circuit system. *Chemosphere*, 276, 130145. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130145>
- Aleán-Flórez JD, Márquez-Méndez DS, Burgos-Núñez SM, Enamora-do-Montes G, Marrugo Negrete JL. Productos farmacéuticos y de cuidado personal presentes en aguas superficiales, de consumo humano y residuales en el departamento de Córdoba, Colombia. *Revista De Investigación Agraria Y Ambiental*. 2021;12(2): 179-197. <https://doi.org/10.22490/21456453.423>
- Aleán Guzmán, J. (2021). Análisis sobre el manejo de la seguridad y salud industrial en las empresas de hipermercado, frente al nuevo virus pandémico COVID 19 en Colombia durante el año 2020.
- Alexy R., Kumpel T., Kümmerer K. (2004). Evaluación de la degradación de 18 antibióticos en el Test de Botella Cerrada . *Quimiosfera* 57 , 505 512. 10.1016/j.chemosphere.2004.06.024
- Anas Ghadouani, Liah X. Coggins, Science, technology and policy for Water Pollution Control at the Watershed Scale: Current issues and future challenges, *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, Volume 36, Issues 9–11, 2011, Pages 335-341, ISSN 1474-7065, <https://doi.org/10.1016/j.pce.2011.05.011>
- Askitosari, T. D., Boto, S. T., Blank, L. M., & Rosenbaum, M. A. (2019). Boosting Heterologous Phenazine Production in *Pseudomonas putida* KT2440 Through the Exploration of the

Natural Sequence Space. *Frontiers in Microbiology*, 10(AUG), 1990.
<https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.01990>

Balakrishna , A. Rath , Y. Praveenkumarreddy , KS Guruge , B. Subedi Una revisión de la presencia de productos farmacéuticos y de cuidado personal en cuerpos de agua de la India *Ecotoxicol. Reinar. Seguro.* , 137 (2017) , págs. 113 - 120

Baran, W., Adamek, E., Ziemińska, J., & Sobczak, A. (2011). Effects of the presence of sulfonamides in the environment and their influence on human health. Poland.

Barceló, D., & López, MJ (2008). Contaminación y calidad química del agua: el problema de los contaminantes emergentes. Jornadas de presentación de resultados: el estado ecológico de las masas de agua. Panel científico-técnico de seguimiento de la política de aguas, Sevilla, 1-27.

Barceló, D. & López de Alda, M.J. (2008). Contaminación y calidad química del agua: el problema de los contaminantes emergentes. Instituto de Investigaciones Químicas y Ambientales-CSIC (Barcelona). <http://www.unizar.es/fnca/variados/panel/15.pdf>

Baumgarten, B., Jaehrig, J., Reemtsma, T. y Jekel, M. (2011). Experimentos de columna de laboratorio a largo plazo para simular la filtración en banco: factores que controlan la eliminación de sulfametoxazol. *Investigación del agua* , 45 (1), 211-220.

Becerril Bravo, J. E., 2009. Contaminantes emergentes en el agua. *Revista Digital Universitaria*.

Białk-Bielińska, A., Stolte, S., Arning, J., Uebers, U., Bösch, A., Stepnowski, P., & Matzke, M. (2011). Ecotoxicity evaluation of selected sulfonamides. *Chemosphere*, 85(6), 928–933.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.06.058>

Birnbaum, Linda S. y Staskal, Daniele F., 2004. Brominated Flame Retardants: Cause for Concern? En: *Environmental Health Perspectives*. Vol. 112, N° 1, p. 9-17.

Bosire, E. M., Blank, L. M., & Rosenbaum, M. A. (2016). Strain- and substrate-dependent redox mediator and electricity production by *Pseudomonas aeruginosa*. *Applied and Environmental Microbiology*, 82(16), 5026–5038. <https://doi.org/10.1128/AEM.01342-16>

Bosire, E. M., & Rosenbaum, M. A. (2017). Electrochemical potential influences phenazine production, electron transfer and consequently electric current generation by *Pseudomonas*

aeruginosa. *Frontiers in Microbiology*, 8(MAY), 892.
<https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.00892>

Calderón-Moreno, G. M., Vergara-Sánchez, J., Saldarriaga-Noreña, H., García-Betancourt, M. L., Domínguez-Patiño, M. L., Moeller-Chávez, G. E., Ronderos-Lara, J. G., Arias-Montoya, M. I., Montoya-Balbas, I. J., & Murillo-Tovar, M. A. (2019). Occurrence and risk assessment of steroidal hormones and phenolic endocrine disrupting compounds in surface water in Cuautla River, Mexico. *Water (Switzerland)*, 11(12), 2628. <https://doi.org/10.3390/W11122628>

Calvo, J., & Martínez-Martínez, L. (2009). Mecanismos de acción de los antimicrobianos. *Enfermedades Infecciosas y Microbiología Clínica*, 27(1), 44–52.
<https://doi.org/10.1016/j.eimc.2008.11.001>

Cançado, L. G., Takai, K., Enoki, T., Endo, M., Kim, Y. A., Mizusaki, H., Jorio, A., Coelho, L. N., Magalhães-Paniago, R., & Pimenta, M. A. (2006). General equation for the determination of the crystallite size L_a of nanographite by Raman spectroscopy. *Applied Physics Letters*, 88(16), 163106. <https://doi.org/10.1063/1.2196057>

Carballa, M., Alvarino, T., Buttiglieri, G., Choubert, J. M., & Pons, M. N. (2017). Innovative primary and secondary sewage treatment technologies for organic micropollutants abatement.

Castells, P., Santos, F.J.& Galceran, M.T. (2003). Solid-phase microextraction for the analysis of short-chain chlorinated paraffins in water samples. *J. Chromatogr., A*, 984 (2), 1-8.

Chen, X., Lin, H., Dong, Y., Li, B., Liu, C., Zhang, L., Lu, Y., & Jin, Q. (2023). Enhanced simultaneous removal of sulfamethoxazole and zinc (II) in the biochar-immobilized bioreactor: Performance, microbial structures and gene functions. *Chemosphere*, 338, 139466. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139466>

CONAGUA, 2015. Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento Alternativas Tecnológicas de Tratamiento de Aguas Residuales Para la Recarga Artificial de Acuíferos ISBN: 978-607-626-029-6

CONAGUA (2023) Monitor de Sequía en México. <https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/monitor-de-sequia/monitorde-sequia-en-mexico>

Cunha, D. L., Muylaert, S., Nascimento, M. T., Felix, L. C., Gomes, G., Bila, D. M. yFonseca, E.

- M. (2020). Occurrence of emerging contaminants and analysis of oestrogenic activity in the water and sediments from two coastal lagoons in south-eastern Brazil. *Marine and Freshwater Research*, 72(2) 213-227.
- Díaz-Torres, E., Gibson, R., González-Farías, F., Zarco-Arista, A. E., & Mazari-Hiriart, M. (2013). Endocrine disruptors in the Xochimilco Wetland, Mexico City. *Water, Air, and Soil Pollution*, 224(6), 1–11. <https://doi.org/10.1007/s11270-013-1586-1>
- Dos S. Grignet, R., Barros, M. G. A., Panatta, A. A. S., Bernal, S. P. F., Ottoni, J. R., Passarini, M. R. Z., & da C. S. Gonçalves, C. (2022). Medicines as an emergent contaminant: the review of microbial biodegradation potential. *Folia Microbiologica*, 67(2), 157–174. <https://doi.org/10.1007/s12223-021-00941-6>
- Ebele, A. J., Abdallah, M. A. E., Harrad, S. (2017). Pharmaceuticals and Personal Care Products (PPCPs) in the Freshwater Aquatic Environment. *Emerging Contaminants*, 3, 1-16.
- Fricke, K., Harnisch, F., & Schröder, U. (2008). On the use of cyclic voltammetry for the study of anodic electron transfer in microbial fuel cells. *Energy and Environmental Science*, 1(1), 144–147. <https://doi.org/10.1039/b802363h>
- Gao, Q., Deng, W., Gao, Z., Li, M., Liu, W., Wang, X., & Zhu, F. (2019). Effect of sulfonamide pollution on the growth of manure management candidate *Hermetia illucens*. *PLoS ONE*, 14(5), 1–12. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0216086>
- García Gómez, C., Gortáres Moroyoqui, P. & Drogui, P., (2011). Contaminantes emergentes: efectos y tratamientos de remoción. *Química Viva*, p. 96 a 105.
- Geerdink RB, Niessen WMA, Brinkman UAT (2002) *J. Chromatogr. A* 970, 65.
- Ghadouani A, Coggins LX. *Science*, 2011. Technology and policy for Water Pollution Control at the Watershed. Scale: Current issues and future challenges. *Physics and Chemistry of the Earth*. 36:335–341.
- Gil, M., Soto, M., Usma, J. & Gutiérrez, O., 2012. Contaminantes emergentes en aguas, efectos y posibles tratamientos. *Producción mas limpia*, pp. 52-73.
- Ge, Z., Zhang, F., Grimaud, J., Hurst, J., & He, Z. (2013). Long-term investigation of microbial

- fuel cells treating primary sludge or digested sludge. *Bioresource Technology*, 136, 509–514. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.03.016>
- Gusseme, B. De, Soetaert, M., Hennebel, T., Vanhaecke, L., Boon, N., & Verstraete, W. (2012). Catalytic dechlorination of diclofenac by biogenic palladium in a microbial electrolysis cell. *Microbial Biotechnology*, 5(3), 396–402. <https://doi.org/10.1111/j.1751-7915.2011.00325.x>
- He, H., Huang, B., Fu, G., Du, Y., Xiong, D., Lai, C., & Pan, X. (2017). Coupling electrochemical and biological methods for 17 α -ethinylestradiol removal from water by different microorganisms. *Journal of Hazardous Materials*, 340, 120–129. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.06.070>
- Hu, X., Huo, J., Xie, H., Hu, Z., Liang, S., & Zhang, J. (2023). Removal performance, biotransformation pathways and products of sulfamethoxazole in vertical subsurface flow constructed wetlands with different substrates. *Chemosphere*, 313, 137572. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137572>
- Joss, A., Zabczynski, S., Göbel, A., Hoffmann, B., Löffler, D. McArdell, CS 2006. "Degradación biológica de productos farmacéuticos en el tratamiento de aguas residuales municipales: propuesta de un esquema de clasificación". *Agua Res.*, 40: 1686-1696.
- Kenne, K. & Ahlborg, U.G. (1996). Environmental Health Criteria 181, Chlorinated Paraffins. International Programme on Chemical Safety
- Keshava Balakrishna, Amlan Rath, Yerabham Praveenkumarreddy, Keerthi Siri Guruge, Bikram Subedi, A review of the occurrence of pharmaceuticals and personal care products in Indian water bodies, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Volume 137, 2017, Pages 113-120, ISSN 0147-6513, <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.11.014>.
- Ki, D., Popat, S. C., Rittmann, B. E., & Torres, C. I. (2017). H₂O₂ Production in Microbial Electrochemical Cells Fed with Primary Sludge. *Environmental Science & Technology*, 51(11), 6139–6145. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00174>
- Kong, D., Liang, B., Yun, H., Cheng, H., Ma, J., Cui, M., Wang, A., & Ren, N. (2015). Cathodic degradation of antibiotics: Characterization and pathway analysis. *Water Research*, 72, 281–292. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.01.025>

- Kong, D., Yun, H., Cui, D., Qi, M., Shao, C., Cui, D., Ren, N., Liang, B., & Wang, A. (2017). Response of antimicrobial nitrofurazone-degrading biocathode communities to different cathode potentials. *Bioresource Technology*, 241, 951–958. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.056>
- Kunde Lin, Jay Gan, Sorption and degradation of wastewater-associated non-steroidal anti-inflammatory drugs and antibiotics in soils, *Chemosphere*, Volume 83, Issue 3, 2011, Pages 240-246, ISSN 0045-6535, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.12.083>.
- Lesser, L. E., Mora, A., Moreau, C., Mahlknecht, J., Hernández-Antonio, A., Ramírez, A. I., & Barrios-Piña, H. (2018). Survey of 218 organic contaminants in groundwater derived from the world's largest untreated wastewater irrigation system: Mezquital Valley, Mexico. *Chemosphere*, 198, 510–521. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2018.01.154>
- Li, F., Zhang, C., Qu, Y., Chen, J., Chen, L., Liu, Y., Zhou, Q. (2010b). Quantitative characterization of short- and long-chain perfluorinated acids in solid matrices in Shanghai, China. *Science of the Total Environment*. 408, 617-623
- Li, H., Zhang, S., Yang, X.-L., Yang, Y.-L., Xu, H., Li, X.-N., & Song, H.-L. (2019). Enhanced degradation of bisphenol A and ibuprofen by an up-flow microbial fuel cell-coupled constructed wetland and analysis of bacterial community structure. *Chemosphere*, 217, 599–608. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.11.022>
- Li, S., Hua, T., Yuan, C.-S. S., Li, B., Zhu, X., & Li, F. (2020). Degradation pathways, microbial community and electricity properties analysis of antibiotic sulfamethoxazole by bio-electro-Fenton system. *Bioresource Technology*, 298, 122501. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122501>
- Liu, Y., Zhang, Q., Sidike, A., Ailijiang, N., Mamat, A., Zhang, G., Pu, M., Cheng, W., & Pang, Z. (2022). The impact of different voltage application modes on biodegradation of chloramphenicol and shift of microbial community structure. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 16(11), 141. <https://doi.org/10.1007/s11783-022-1576-x>
- López-Morales C.A., Rodríguez-Tapia L., 2019. On the economic analysis of wastewater treatment and reuse for designing strategies for water sustainability: Lessons from the Mexico

Valley Basin. Resources, Conservation & Recycling 140:1–12.

- Moeder, M., Carranza-Diaz, O., López-Angulo, G., Vega-Aviña, R., Chávez-Durán, F. A., Jomaa, S., Winkler, U., Schrader, S., Reemtsma, T., & Delgado-Vargas, F. (2017). Potential of vegetated ditches to manage organic pollutants derived from agricultural runoff and domestic sewage: A case study in Sinaloa (Mexico). *Science of The Total Environment*, 598, 1106–1115. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2017.04.149>
- Mohring, S. A., Strzysch, I., Fernandes, M. R., Kiffmeyer, T. K., Tuerk, J., & Hamscher, G. (2009). Degradation and elimination of various sulfonamides during anaerobic fermentation: a promising step on the way to sustainable pharmacy?. *Environmental science & technology*, 43(7), 2569-2574.
- Onesios, KM, Yu, JT & Bouwer, EJ Biodegradación y eliminación de productos farmacéuticos y de cuidado personal en sistemas de tratamiento: una revisión. *Biodegradación* 20 , 441–466 (2009). <https://doi.org/10.1007/s10532-008-9237-8>
- Pérez-Alvarez, I., Islas-Flores, H., Gómez-Oliván, L. M., Barceló, D., López De Alda, M., Pérez Solsona, S., Sánchez-Aceves, L., SanJuan-Reyes, N., & Galar-Martínez, M. (2018). Determination of metals and pharmaceutical compounds released in hospital wastewater from Toluca, Mexico, and evaluation of their toxic impact. *Environmental Pollution*, 240, 330–341. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.116>
- Pérez-García, J. A., Bacame-Valenzuela, F. J., Manríquez, J., Castañeda-Zaldivar, F., & Reyes-Vidal, Y. (2023). Electrochemical analysis of extracellular electron transfer process of *Pseudomonas aeruginosa* NEJ07R using pyocyanin on a carbon electrode. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 110708. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.110708>
- Pérez-García, J. A. (2023). *Estudio electroquímico de la adsorción de piocianina y su efecto en la transferencia extracelular de electrones entre una biopelícula de Pseudomonas aeruginosa NEJ07R y un electrodo de carbono*. Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica.
- Petrovic M, Gonzales S, Barcelo D (2003) TRAC-Trends Anal. Chem. 22, 685.
- Priyadarshini, M., Ahmad, A., Das, S., & Ghangrekar, M. M. (2022). Application of innovative

- electrochemical and microbial electrochemical technologies for the efficacious removal of emerging contaminants from wastewater: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(5), 108230. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.108230>
- Pötschke, L., Huber, P., Schriever, S., Rizzotto, V., Gries, T., Blank, L. M., & Rosenbaum, M. A. (2019). Rational selection of carbon fiber properties for high-performance textile electrodes in bioelectrochemical systems. *Frontiers in Energy Research*, 7, 100. <https://doi.org/10.3389/fenrg.2019.00100>
- Robledo Zacarías, V. H., Velázquez Machuca, M. A., Montañez Soto, J. L., Pimentel Equihua, J. L., Vallejo Cardona, A. A., López Calvillo, M. D., & Venegas González, J. (2017). Hidroquímica y contaminantes emergentes en aguas residuales urbano industriales de Morelia, Michoacán, México. *Revista Internacional de Contaminacion Ambiental*, 33(2), 221–235. <https://doi.org/10.20937/RICA.2017.33.02.04>
- Rodríguez, F. (2013). Cuantificación de cadmio, plomo y níquel en agua superficial, sedimento y organismos (*Mytella guyanensis*) en los puentes Portete y 5 de junio del Estero Salado (Guayaquil). Tesis de Grado. Universidad de Guayaquil, Guayaquil, Ecuador
- Ross, D. E., Flynn, J. M., Baron, D. B., Gralnick, J. A., & Bond, D. R. (2011). Towards electro-synthesis in *Shewanella*: Energetics of reversing the Mtr pathway for reductive metabolism. *PLoS ONE*, 6(2), e16649. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0016649>
- Roy, J. N., Luckarift, H. R., Lau, C., Falase, A., Garcia, K. E., Ista, L. K., Chellamuthu, P., Ramasamy, R. P., Gadhamshetty, V., Wanger, G., Gorby, Y. A., Nealson, K. H., Bretschger, O., Johnson, G. R., & Atanassov, P. (2012). A study of the flavin response by *Shewanella* cultures in carbon-limited environments. *RSC Advances*, 2(26), 10020. <https://doi.org/10.1039/c2ra21727a>
- Schuepfer, D. B., Badaczewski, F., Guerra-Castro, J. M., Hofmann, D. M., Heiliger, C., Smarsly, B., & Klar, P. J. (2020). Assessing the structural properties of graphitic and non-graphitic carbons by Raman spectroscopy. *Carbon*, 161, 359–372. <https://doi.org/10.1016/j.carbon.2019.12.094>
- Su, X., Sun, F., Zhang, J., Xing, D., Li, X., Song, Z., Feng, L., Huang, Z., & Li, A. (2023). Characterization and shifting of microbial community to denitrification for anaerobic

- sulfamethoxazole biodegradation with different electron acceptors. *Journal of Cleaner Production*, 387, 135870. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.135870>
- Torres, C. I., Marcus, A. K., Lee, H.-S., Parameswaran, P., Krajmalnik-Brown, R., & Rittmann, B. E. (2010). A kinetic perspective on extracellular electron transfer by anode-respiring bacteria. *FEMS Microbiology Reviews*, 34(1), 3–17. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6976.2009.00191.x>
- Torres Maroño, S. (2015). Efecto del bisfenol A, un microcontaminante acuático emergente, sobre la microalga marina *Tetraselmis suecica* <http://hdl.handle.net/2183/14841>
- UN. (2015). *Sustainable development goals*. The Sustainable Development Agenda. un.org/sustainabledevelopment/development-agenda/
- Van Limbergen, T., Roegiers, I. H., Bonné, R., Mare, F., Haeldermans, T., Joos, B., Nouwen, O., Manca, J. V., Vangronsveld, J., & Thijs, S. (2022). Characterisation of Two Wood-Waste and Coffee Bean Husk Biochars for the Removal of Micropollutants from Water. *Frontiers in Environmental Science*, 10(March), 1–18. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.814267>
- Wang, W., Lu, Y., Luo, H., Liu, G., Zhang, R., & Jin, S. (2018). A microbial electro-fenton cell for removing carbamazepine in wastewater with electricity output. *Water Research*, 139, 58–65. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.03.066>
- Wen, H., Zhu, H., Yan, B., Xu, Y., & Shutes, B. (2020). Treatment of typical antibiotics in constructed wetlands integrated with microbial fuel cells: Roles of plant and circuit operation mode. *Chemosphere*, 250, 126252. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126252>
- Wen, Q., Kong, F., Zheng, H., Yin, J., Cao, D., Ren, Y., & Wang, G. (2011). Simultaneous processes of electricity generation and ceftriaxone sodium degradation in an air-cathode single chamber microbial fuel cell. *Journal of Power Sources*, 196(5), 2567–2572. <https://doi.org/10.1016/J.JPOWSOUR.2010.10.085>
- Wit, C. (2002). An overview of brominated flame retardants in the environment. *Chemosphere*, 46(5), 583- 624

- Wu, D., Sun, F., & Zhou, Y. (2017). Degradation of Chloramphenicol with Novel Metal Foam Electrodes in Bioelectrochemical Systems. *Electrochimica Acta*, 240, 136–145. <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2017.04.059>
- Xu, H., Sheng, Y., Liu, Q., Li, C., Tang, Q., Li, Z., & Wang, W. (2022). In situ fabrication of gold nanoparticles into biocathodes enhance chloramphenicol removal. *Bioelectrochemistry*, 144, 108006. <https://doi.org/10.1016/j.bioelechem.2021.108006>
- Xu, N., Zhang, Y., Tao, H., Zhou, S., & Zeng, Y. (2013). Bio-electro-Fenton system for enhanced estrogens degradation. *Bioresource Technology*, 138, 136–140. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.03.157>
- Xu, W., Jin, B., Zhou, S., Su, Y., & Zhang, Y. (2020). Triclosan Removal in Microbial Fuel Cell: The Contribution of Adsorption and Bioelectricity Generation. *Energies*, 13(3), 761. <https://doi.org/10.3390/en13030761>
- Xue, W., Zhou, Q., & Li, F. (2019). Bacterial community changes and antibiotic resistance gene quantification in microbial electrolysis cells during long-term sulfamethoxazole treatment. *Bioresource Technology*, 294, 122170. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122170>
- Xue, X., Wang, L., Wang, D., Yi, X., Yang, F., & Li, Y. (2022). Biocathode regulates enrofloxacin degradation by coupling with different co-metabolism conditions. *Environmental Research*, 212, 113254. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113254>
- Yan, Z., Sun, X., Xu, Y., Zhang, Q. y Li, X. (2017). Accumulation and tolerance of mangroves to heavy metals: a review. *Curr. Pollut. Rep.* 3 (4), 302—317, <http://dx.doi.org/10.1007/s40726-017-0066-4>
- Yang, Y., Yu, Y.-Y., Wang, Y.-Z., Zhang, C.-L., Wang, J.-X., Fang, Z., Lv, H., Zhong, J.-J., & Yong, Y.-C. (2017). Amplification of electrochemical signal by a whole-cell redox reactivation module for ultrasensitive detection of pyocyanin. *Biosensors and Bioelectronics*, 98(7), 338–344. <https://doi.org/10.1016/j.bios.2017.07.008>
- Yu, L., Yuan, Y., Tang, J., Wang, Y., & Zhou, S. (2015). Biochar as an electron shuttle for reductive dechlorination of pentachlorophenol by *Geobacter sulfurreducens*. *Scientific Reports*, 5(1), 16221. <https://doi.org/10.1038/srep16221>

- Yu JT, Bouwer EJ, Coelhan M (2006) Estudios de presencia y biodegradabilidad de productos farmacéuticos y productos de cuidado personal seleccionados en efluentes de aguas residuales. *Gestión del agua agrícola* 86:72–80. doi: 10.1016/j.agwat.2006.06.015
- Yu, Y., Huang, Q., Wang, Z., Zhang, K., Tang, C., Cui, J., Feng, J., Peng, X. (2011). Occurrence and behavior of pharmaceuticals, steroid hormones, and endocrine-disrupting personal care products in wastewater and the recipient river water of the Pearl River Delta, South China. *Journal of Environmental Monitoring*. 13, 871–878
- Zeng, Y., Wang, B., Li, J., & Xu, N. (2016). Removal of 17 β -estradiol in a bio-electro-Fenton system. *Beijing Daxue Xuebao (Ziran Kexue Ban)/Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis*, 52(5), 939–946. <https://doi.org/10.13209/j.0479-8023.2016.039>
- Zhang, E., Yu, Q., Zhai, W., Wang, F., & Scott, K. (2018). High tolerance of and removal of cefazolin sodium in single-chamber microbial fuel cells operation. *Bioresource Technology*, 249, 76–81. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2017.10.005>
- Zhang , T. , Zhang , M. , Zhang , XX y Fang , HHP 2009 . "Genes de resistencia a la tetraciclina y enterobacterias fermentadoras de lactosa resistentes a la tetraciclina en lodos activados de plantas de tratamiento de aguas residuales". *Reinar. Ciencia. Tecnología.* , 43: 3455 – 3460.
- Zhang, S., Song, H.-L., Yang, X.-L., Yang, K.-Y., & Wang, X.-Y. (2016). Effect of electrical stimulation on the fate of sulfamethoxazole and tetracycline with their corresponding resistance genes in three-dimensional biofilm-electrode reactors. *Chemosphere*, 164, 113–119. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.08.076>
- Zhao, X., Li, X., Xu, Y., Qi, Y., Wei, Q., & Jia, X. (2023). Effects of Fe-Co@N-BC anode on degradation of sulfamethoxazole (SMX) in microbial fuel cells. *Journal of Water Process Engineering*, 52, 103569. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.103569>
- Zhou, H., Xu, X., Wangjin, Y., Ye, M., Wu, T., Wang, Z., & Cui, J. (2023). Degradation of sulfamethoxazole and antibiotic resistance genes from surface water in the photocatalyst-loading bionic ecosystems. *Science of The Total Environment*, 895, 165045. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165045>
- Zhou, L., Jiang, Q., Sun, S., Wu, Y., Li, T., Gao, Y., Zhang, W., Tian, L., Tang, M., & Wang, X.

(2022). Acetate stimulates tetracycline biodegradation pathways in bioelectrochemical system. *Separation and Purification Technology*, 286(January), 120481. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2022.120481>