



**BENEMÉRITA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE  
PUEBLA**



**INSTITUTO DE CIENCIAS**

**POSGRADO EN CIENCIAS AMBIENTALES**

*“La Tierra no es de nosotros, nosotros somos de la Tierra”*

**FACTIBILIDAD DE LA IMPLEMENTACIÓN DE ENZIMAS INMOVILIZADAS PARA  
EL TRATAMIENTO DE CONTAMINANTES PERSISTENTES EN LA PTAR IZÚCAR  
DE MATAMOROS, PUEBLA.**

TESIS

Que para obtener el grado de:

**DOCTOR EN CIENCIAS AMBIENTALES**

Presenta

**JOSÉ LUIS GARCÍA ZAMORA**

Director de tesis:  
Dr. Eduardo Torres Ramírez



Julio 2025



**BENEMÉRITA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE PUEBLA**

**INSTITUTO DE CIENCIAS**

**POSGRADO EN CIENCIAS AMBIENTALES**



*"La Tierra no es de nosotros, nosotros somos de la Tierra"*

**FACTIBILIDAD DE LA IMPLEMENTACIÓN DE ENZIMAS INMOVILIZADAS PARA EL TRATAMIENTO DE CONTAMINANTES PERSISTENTES EN LA PTAR IZÚCAR DE MATAMOROS, PUEBLA.**

TESIS

Que para obtener el grado de:

**DOCTOR EN CIENCIAS AMBIENTALES**

Presenta

**JOSÉ LUIS GARCÍA ZAMORA**

Comité Tutorial:

Director	Dr. Eduardo Torres Ramírez
Co-Directora	Dra. María Teresa Moreira Vilar
Tutor	Dr. José Víctor Rosendo Tamariz Flores
Integrante Comité Tutorial	Dra. Sonia Emilia Silva Gómez
Integrante Comité Tutorial	Dr. Jorge Alberto Girón Ortiz
Integrante Comité Tutorial	Dra. Araceli Espinosa Márquez
Integrante Comité Tutorial	Dra. Esmeralda García Díaz
Integrante Comité Tutorial	Dr. Demetrio Meza Rodríguez

Julio 2025

## **AGRADECIMIENTOS**

Quiero expresar más profunda y sincera gratitud a todas las instituciones y personas que, de una u otra forma, contribuyeron a la realización de este trabajo, brindándome su confianza, apoyo y acompañamiento a lo largo de este proceso.

Extiendo un agradecimiento especial a la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI) por el respaldo otorgado mediante la beca recibida con número 769944 durante mi formación doctoral, sin la cual no hubiera sido posible llevar a cabo este proyecto.

Agradezco también al Consejo de Ciencia y Tecnología del Estado de Puebla (CONCYTEP) por el apoyo económico brindado para la presentación y divulgación de esta investigación en el XX Congreso Nacional de Biotecnología y Bioingeniería.

Mi reconocimiento al Instituto de Ciencias de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla (ICUAP) por todas las facilidades otorgadas en la gestión de los recursos necesarios que permitieron la conclusión de esta investigación.

Al Posgrado en Ciencias Ambientales, gracias por su confianza, por el apoyo económico brindado para la realización de mi estancia académica internacional y por las gestiones institucionales que hicieron posible la culminación satisfactoria de este proyecto.

A la asociación Universitaria Iberoamericana de Postgrado (AUIP), agradezco la beca de otorgada en el marco del *“Programa de movilidad académica entre todas las Instituciones Asociadas a la AUIP”*, que me permitió realizar una estancia académica en la Universidad Nacional de Misiones, Argentina.

No puedo dejar de agradecer al Dr. Eduardo Torres Ramírez, director de esta tesis, por haberme brindado su confianza desde el inicio y por acompañarme a lo largo desde este camino, con generosidad, paciencia y sabiduría. Más allá de su guía, agradezco profundamente los más de catorce años de enseñanza, apoyo constante e inspiración que han sido fundamentales en mi desarrollo académico y profesional desde la licenciatura. Gracias por impulsarme a siempre ir más allá, por abrirme las puertas del mundo de la investigación y, sobre todo, por su amistad sincera. Este proyecto no habría sido posible sin su acompañamiento.

Quiero reconocer a la Dra. María Teresa Moreira Vilar, codirectora de esta investigación, por su invaluable apoyo, su confianza y su compromiso con este trabajo, incluso a la distancia. Su acompañamiento fue clave para la culminación de este proyecto.

Agradezco sinceramente a los integrantes del comité tutorial por su valioso acompañamiento a lo largo de este proyecto. Sus observaciones críticas, sugerencias oportunas y constante disposición para el diálogo académico fueron fundamentales para fortalecer la calidad y el enfoque de esta investigación. Su experiencia y compromiso enriquecieron cada etapa de este proyecto. Gracias por su tiempo, dedicación y confianza.

A la Dra. María Isabel Fonseca, por todas las facilidades brindadas durante mi estancia académica en el Instituto de Biotecnología de Misiones de la Facultad de Ciencias Exactas, Químicas y Naturales de la Universidad Nacional de Misiones, Argentina. Asimismo, extendiendo mi gratitud a la Dra. María de los Ángeles Kolman y al Dr. Pedro Zapata por las gestiones realizadas que hicieron posible la estancia internacional en dicha institución.

A la Dra. Florencia Benítez y al Dr. Sebastián Chelaliche, les agradezco su apoyo durante mi estancia en Argentina, sus consejos compartidos y, sobre todo, su calidez humana y amistad.

Finalmente, quiero expresar mi agradecimiento a mis compañeros y amigos del Laboratorio de Bioinorgánica Aplicada, que hicieron más amenas las jornadas de trabajo con su compañía, risas, celebraciones y solidaridad. Gracias por su amistad y por formar parte de esta experiencia.

Y a todas las personas que, directa o indirectamente, hicieron posible este proyecto. Muchas gracias a todos.

## **DEDICATORIA**

A mis padres,

por acompañarme en esta elección de vida. Gracias por estar siempre presentes, por enseñarme mantenerme firme ante las dificultades y por confiar en mis decisiones, incluso cuando el camino no era del todo claro. Su apoyo constante ha sido un impar esencial en mi formación, brindándome la fuerza y la confianza necesarias para seguir adelante y construir este trayecto académico y profesional. No podría haber llegado hasta aquí sin ustedes, y por eso mi gratitud es infinita.

A Christian,

por acompañarme incondicionalmente durante todo este camino, desde el inicio de la maestría hasta la culminación del doctorado y más allá. Han sido ocho años compartidos en los que me has brindado apoyo, paciencia y comprensión constante. Se que esta elección profesional no solo demanda tiempo, sino gran parte de mi energía y atención. Elegir esta ruta significó renunciar a muchas cosas, pero tu presencia me permitió sostenerme. Gracias por acompañarme, por apoyarme sin condiciones, por respetar mis tiempos y por permanecer incluso cuando todo giraba en torno al trabajo. Gracias por seguir caminando conmigo en este camino que continúa.

A la memoria de mi primo Alfredo,

a quien conocí tarde en la vida, pero con quien forjé un lazo inmediato y entrañable. Su partida dejó un vacío profundo, pero también una enseñanza sobre la fortaleza y el sentido de seguir adelante. Fueron sus recuerdos y el deseo de honrar su memoria los que me impulsaron a continuar escribiendo, incluso cuando no tenía ganas de hacerlo. Este logro está dedicado a su recuerdo, con la esperanza de que, desde donde esté, se sienta orgulloso.

# ÍNDICE DE CONTENIDO

<b>Capítulo I: Introducción</b> .....	<b>1</b>
1.1. Planteamiento del problema.....	1
1.2. Justificación.....	2
1.3. Pregunta de investigación.....	4
1.4. Hipótesis.....	4
1.5. Objetivos.....	5
1.5.1. Objetivo general.....	5
1.5.2. Objetivos particulares.....	5
1.6. Alcances y limitaciones del estudio.....	6
<b>Capítulo II: Marco de Referencia</b> .....	<b>7</b>
2.1. Introducción.....	7
2.2. Presencia de fármacos utilizados en el tratamiento de la COVID-19 en aguas residuales.....	8
2.3. Contaminantes orgánicos persistentes.....	10
2.3.1. Convenio de Estocolmo.....	11
2.4. Políticas públicas.....	14
2.5. Problemática ambiental en la subcuenca Huaquechula.....	15
2.6. Sistemas de tratamiento y alternativas.....	19
2.6.1. Biotatálisis ambiental.....	22
2.6.1.1. Hidroxiapatita para la inmovilización enzimática.....	25
2.7. Referencias.....	27
<b>Capítulo III: Diseño metodológico de la investigación</b> .....	<b>33</b>
Resumen.....	33
3.1 Tipo de investigación.....	33
3.2 Paradigma y enfoque epistemológico.....	34
3.3 Caracterización de la zona de estudio.....	34
3.3.1. Subcuenca Huaquechula.....	34
3.3.2. Planta de tratamiento de aguas residuales Izúcar de Matamoros.....	37
3.4 Análisis cualitativo de la política pública sobre aguas residuales con COPs.....	39
3.4.1. Identificación de Iniciativas de ley.....	39
3.4.2. Análisis de la política pública.....	40
3.5. Muestreo y caracterización de muestras de agua.....	40
3.6. Materiales y reactivos.....	41
3.7. Métodos instrumentales.....	42
3.7.1. Análisis fisicoquímico básico.....	42
3.7.2. Análisis espectrofotométrico.....	43
3.7.3. Análisis cromatográfico.....	43
3.8. Software.....	44
3.9. Referencias.....	45
<b>Capítulo IV: Caracterización Biofísica de la subcuenca huaquechula y su relación con la contaminación hídrica.</b> .....	<b>46</b>
Resumen.....	46
4.1. Introducción.....	46
4.2. Materiales y Métodos.....	48
4.2.1. Caracterización Biofísica.....	48
4.2.1.1. Modelo Digital de Elevación.....	48
4.2.1.2. Forma de la subcuenca.....	48
4.2.1.3. Relieve.....	49

4.2.1.4.	Parámetros hidrográficos .....	49
4.2.1.5.	Parámetros climáticos.....	50
4.2.1.6.	Estimación de escurrimientos .....	50
4.2.1.7.	Estimación de las alteraciones hidrológicas .....	51
4.2.1.8.	Estimación del caudal ecológico .....	51
4.2.2.	Caracterización fisicoquímica de los muestreos de agua.....	52
4.2.3.	Análisis de componentes principales .....	53
4.3.	Resultados y discusión.....	55
4.3.1.	Caracterización de la subcuenca Huaquechula .....	56
4.3.1.1.	Forma de la subcuenca y parámetros de relieve.....	56
4.3.1.2.	Caracterización climática .....	58
4.3.1.3.	Parámetros hidrológicos .....	60
4.3.2.	Estimación de la alteración hidrológica en la subcuenca Huaquechula.....	63
4.3.3.	Calidad del agua en la subcuenca Huaquechula .....	66
4.3.4.	Relación de la contaminación del agua en el contexto espaciotemporal de la subcuenca Huaquechula.....	72
4.3.4.1.	Componente Principal 1. Carga contaminante .....	73
4.3.4.2.	Componente Principal 2. Dinámica estacional .....	74
4.3.4.3.	Componente Principal 3. Acumulación de nutrientes.....	74
4.3.4.4.	Interacción entre factores fisiográficos y patrones de contaminación.....	75
4.4.	Conclusiones.....	77
4.5.	Referencias .....	78
<b>Capítulo V: Marco legal, políticas públicas y participación social en la gestión de aguas residuales .....</b>		<b>80</b>
Resumen.....		80
5.1.	Introducción.....	80
5.2.	Materiales y Métodos .....	82
5.2.1.	Análisis documental de instrumentos internacional.....	82
5.2.2.	Identificación de Iniciativas en materia de COPs y aguas residuales.....	82
5.2.3.	Aplicación de entrevistas .....	84
5.3.	Resultados y Discusión .....	87
5.3.1.	Políticas internacionales en materia de COPs y sustancias peligrosas.....	87
5.3.2.	Políticas nacionales en materia de COPs y sustancias peligrosas.....	88
5.3.3.	Plan Nacional de Implementación del Convenio de Estocolmo y su situación actual en México .....	91
5.3.4.	Legislación que sustenta el plan nacional de implementación del Convenio de Estocolmo en México.....	99
5.3.5.	Iniciativas de reforma de ley presentadas para el fortalecimiento del marco legal mexicano.....	101
5.3.6.	Perspectiva de intereses locales sobre la gestión de las aguas residuales contaminadas con COPs .....	105
5.3.6.1.	Situación ambiental actual en la región.....	106
5.3.6.2.	Normatividad, responsabilidad ambiental y situación de la PTAR Izúcar de Matamoros .....	110
5.3.6.3.	Preocupaciones diferentes a la contaminación de las aguas residuales por COPs .....	112
5.3.6.4.	Corrupción, participación social y gestión de los recursos.....	114
5.3.7.	Criterios de viabilidad para la adopción de nuevas tecnologías de saneamiento en el contexto local.....	117
5.4.	Conclusiones.....	119
5.5.	Referencias .....	121

<b>Capítulo VI: Detección de fármacos en aguas residuales, tratamiento biocatalítico y estimación de su impacto ambiental .....</b>	<b>124</b>
Resumen.....	124
6.1. Introducción.....	124
6.2. Materiales y métodos .....	125
6.2.1. Selección de compuestos farmacéuticos de interés (PhCs).....	125
6.2.2. Recolección y preparación de muestras de agua.....	127
6.2.3. Extracción de PhCs de muestras ambientales y muestras modelo mediante extracción en fase sólida (SPE).....	128
6.2.4. Identificación y cuantificación de PhCs en muestras modelo y ambientales	129
6.2.5. Validación del método analítico .....	130
6.2.6. Degradación enzimática de PhCs.....	130
6.2.6.1. Determinación de la actividad enzimática cloroperoxidasa.....	130
6.2.6.2. Inmovilización enzimática de cloroperoxidasa en hidroxapatita.....	131
6.2.6.3. Diseño factorial para la optimización de la inmovilización .....	131
6.2.6.4. Degradación de PhCs por CPO libre e inmovilizada .....	133
6.2.6.5. Determinación de parámetros cinéticos .....	133
6.2.6.6. Determinación de la biodegradabilidad de los productos de reacción	133
6.2.6.7. Determinación de la toxicidad de los productos de reacción .....	134
6.2.6.8. Estimación del riesgo ambiental de los PhCs.....	135
6.2.7. Estimación de la carga contaminante .....	136
6.2.8. Diseño de la propuesta de tratamiento .....	138
6.2.8.1. Simulación del proceso de tratamiento biocatalítico .....	138
6.2.9. Análisis estadístico .....	138
6.3. Resultados y discusión.....	140
6.3.1. Validación del método de extracción SPE .....	140
6.3.2. Detección y cuantificación de PhCs en muestras ambientales.....	142
6.3.3. Degradación enzimática de PhCs.....	145
6.3.3.1. Determinación de parámetros cinéticos .....	148
6.3.4. Sistema de tratamiento enzimático HAp-CPO .....	151
6.3.4.1. Inmovilización de cloroperoxidasa en hidroxapatita.....	151
6.3.4.2. Degradación enzimática mediante HAp-CPO.....	154
6.3.4.3. Impacto ambiental de los PhCs.....	155
6.3.4.4. Estimación de la carga másica contaminante.....	155
6.3.4.5. Estimación del riesgo ambiental.....	157
6.3.5. Propuesta de tratamiento para la degradación de COPs empleando el sistema inmovilizado HAp-CPO .....	161
6.3.5.1. Descripción del proceso de tratamiento .....	164
6.3.5.2. Simulación del proceso .....	165
6.3.5.3. Dimensionamiento del reactor.....	168
6.4. Conclusiones.....	169
6.5. Referencias .....	171
<b>Anexo I. Estaciones meteorológicas.....</b>	<b>175</b>
<b>Anexo II. Análisis de componentes principales .....</b>	<b>177</b>
<b>Anexo III. Guías de entrevista .....</b>	<b>179</b>
<b>Anexo IV. Legislación nacional en materia de COPs y aguas residuales.....</b>	<b>189</b>
<b>Anexo V. Parámetros de identificación de PhCs.....</b>	<b>201</b>
<b>Anexo VI. Publicación .....</b>	<b>204</b>

## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2.1. Concentraciones ambientales de algunos compuestos farmacéuticos empleados en el tratamiento de la COVID-19 en aguas residuales. ....	9
Tabla 2.2. Planes de acción que conforman el PNI-2007 de México para la implementación del Convenio de Estocolmo .....	13
Tabla 2.3. Objetivos del Desarrollo Sostenible en riesgo por aguas residuales contaminadas con COPs.....	17
Tabla 2.4. Ventajas, limitaciones y etapa de desarrollo de las diferentes alternativas para el tratamiento de aguas residuales.....	20
Tabla 2.5. Biocatálisis Ambiental en el tratamiento de efluentes industriales .....	22
Tabla 4.1. Límites máximos permisibles de contaminantes establecidos en la normatividad vigente .....	52
Tabla 4.2. Descripción de las variables utilizadas en el ACP .....	53
Tabla 4.3. Alteraciones mensuales y anuales del Régimen Hidrológico.....	65
Tabla 4.4. Índice de biodegradabilidad en los diferentes puntos de muestreo durante las campañas de enero, mayo, agosto y noviembre .....	70
Tabla 4.5. Cargas factoriales de las variables en los tres componentes principales PC1, PC2 y PC3 obtenidos mediante análisis ACP.....	73
Tabla 5.1. Palabras clave empleadas en la selección de iniciativas de ley .....	83
Tabla 5.2. Perfil de los informantes incluidos en el estudio. ....	85
Tabla 5.3. Costos estimados de las acciones del PNI del Convenio de Estocolmo en México.....	93
Tabla 5.4. Situación actual del plan de acción VI sobre capacidades analíticas para la medición de COPs en México .....	96
Tabla 5.5. Estado actual de los COPs en México como resultado de la aplicación del Convenio de Estocolmo.....	98
Tabla 6.1. Clasificación y propiedades fisicoquímicas de los PhCs modelo seleccionados .....	126
<i>Tabla 6.2. Parámetros de análisis y detección de fármacos.....</i>	<i>129</i>
Tabla 6.3. Parámetros de las variables del diseño experimental.....	131
Tabla 6.4. Matriz de experimentación, diseño factorial 2 <sup>3</sup> .....	132
Tabla 6.5. Valores de EC <sub>50</sub> o LC <sub>50</sub> para calcular PNEC en algas, invertebrados y peces .....	136
Tabla 6.6. Parámetros de calibración para los PhCs modelo y sus límites de detección (LOD) y cuantificación (LOQ). ....	140
Tabla 6.7. Porcentaje de recuperación e intervalo de confianza para el método de extracción SPE de PhCs usando agua destilada, agua de grifo y agua residual tratada.....	141
Tabla 6.8. Concentración de PhCs en los diferentes puntos de muestreo .....	143
Tabla 6.9. Porcentajes de degradación y constantes cinéticas de primer orden para los PhCs modelo.....	146
Tabla 6.10. Parámetros cinéticos para el sistema CPO – H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> en presencia de diferentes PhCs .....	148
Tabla 6.11. Cuantificación de la adsorción de diferentes PhCs por el sistema inmovilizado HAp-CPO. ....	154
Tabla 6.12. Estimación de la carga contaminante de los efluentes de la PTAR Izúcar de Matamoros en tres escenarios de tratamiento.....	156

Tabla 6.13. Condiciones y composición en fracción masa de las corrientes de entrada al sistema.....	166
Tabla 6.14. Condiciones y composición en fracción masa de las corrientes calculadas por HYSYS.....	167
Tabla 6.15. Validación de la simulación realizada en HYSYS.....	168

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1. El ciclo de las políticas públicas.....	15
Figura 2.2. Complejidad de la contaminación por COPs y sus impactos al sistema.....	18
Figura 2.3. Estructura cristalina de la HAp.....	25
Figura 3.1. Localización de la subcuenca Huaquechula.....	36
Figura 3. 4. Localización de los puntos de muestreo en la subcuenca Huaquechula.....	41
Figura 4.1. Modelo digital de elevación de la subcuenca Huaquechula.....	55
Figura 4.2. Modelo de reclasificación de alturas para la subcuenca Huaquechula.....	56
Figura 4.4. Modelo de distribución climática en la subcuenca Huaquechula.....	59
Figura 4.5. Modelo del perfil de precipitación en la subcuenca Huaquechula.....	59
Figura 4.6. Modelo del perfil de temperatura en la subcuenca Huaquechula.....	60
Figura 4.7. Tipos de escurrimientos en la subcuenca Huaquechula.....	61
Figura 4.8. Orden de escurrimientos en la subcuenca Huaquechula.....	62
Figura 4.9. Modelo de escurrimientos en la subcuenca Huaquechula.....	64
Figura 4.10. Hidrograma de la estación 18148, Echeverría.....	65
Figura 4.11. Ubicación de las PTAR activas en la subcuenca Huaquechula.....	67
Figura 4.12. Caracterización fisicoquímica de los puntos de muestreo.....	68
Figura 4.12. Caracterización fisicoquímica de los puntos de muestreo (continuación).....	69
Figura 4.13. PTAR Izúcar de Matamoros al concluir la primera etapa de rehabilitación ...	71
Figura 4.14. Gráfico de sedimentación del análisis ACP aplicado a las variables del sistema.....	73
Figura 5.1. Diagrama de flujo del proceso de identificación, cribado, exclusión e inclusión de iniciativas de ley de las LXIV y LXV Legislaturas de la Cámara de Diputados.....	84
Figura 5.2. Políticas nacionales e internacionales de los COPs y residuos peligrosos.....	90
Figura 5.3. Estado de COPs en México por año de inclusión al convenio de Estocolmo y propuestos para su inclusión hasta 2023.....	94
Figura 5.4. Normas Oficiales Mexicanas (NOM) relacionadas con la gestión de sustancias químicas peligrosas y aguas residuales.....	100
Figura 5.5. Iniciativas de ley relacionadas con la gestión de COPs y aguas residuales presentadas hasta el 15 de mayo de 2023 por la Comisión de Salud, la Comisión de Medio Ambiente, Sustentabilidad, Cambio Climático y Recursos Naturales y la Comisión de Recursos Hidráulicos, Agua Potable y Saneamiento.....	102
Figura 6.1. Diagrama de bloques de la propuesta de tratamiento.....	138
Figura 6.2. Extracted ion chromatogram (EIC) de los compuestos adicionales detectados en el río Nexapa.....	145

Figura 6.3. Avance de la reacción para la degradación de ACP, ALB, CQ, DEX, DF, HCQ e IVM por CPO.....	147
Figura 6.4. Cinéticas de Michaelis-Menten para H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> en presencia de diferentes PhCs. ....	150
Figura 6.5. Diagrama de Pareto para los efectos estandarizados en el sistema inmovilizado. ....	151
Figura 6.6. Diagrama de efectos principales en la inmovilización enzimática.....	152
Figura 6.7. Graficas de contorno para las interacciones entre los factores; tiempo, pH y fuerza iónica y su efecto en la inmovilización de CPO sobre HAp. ....	153
Figura 6.8. Valores de RQ para los PhCs detectados en tres niveles tróficos (algas, invertebrados y peces) en la descarga de la PTAR y después de la descarga de la PTAR.....	158
Figura 6.9. Valores de RQ para los PhCs detectados en tres niveles tróficos (algas, invertebrados y peces) bajo tres escenarios de tratamiento .....	160
Figura 6.10. Diagrama de flujo de proceso propuesto para el tratamiento biocatalítico de aguas residuales contaminadas con PhCs.....	163
Figura 6.11 Diagrama de proceso empleado en la simulación de la propuesta biotecnológica .....	167
Figura 6.12. a) Velocidad de reacción del modelo cinético propuesto; b) volumen del reactor necesario para la conversión del 85% .....	169

## ÍNDICE DE SIGLAS Y ABREVIATURAS

ACN	Acetonitrilo
ACP	Acetaminofén
ALB	Albendazol
ANOVA	Análisis de varianza
BPC	Bifenilos policlorados
CONABIO	Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad
CONAGUA	Comisión Nacional del Agua
COP	Contaminantes orgánicos persistentes
COPNI	Contaminantes orgánicos persistentes no intencionales
COT	Carbono orgánico total
COVID-19	Enfermedad por coronavirus de 2019, por sus siglas en inglés
CPO	Cloroperoxidasa
CQ	Cloroquina
DBO	Demanda bioquímica de oxígeno
DEX	Dexametasona
DF	Diclofenaco
DOF	Diario Oficial de la Federación
DQO	Demanda química de oxígeno
EC <sub>50</sub>	Concentración efectiva media
ECOSAR	Modelo predictivo de relaciones entre la estructura y la actividad ecológica, por sus siglas en inglés
EMA	Escurrimiento Medio Anual
EPA	Agencia de Protección Ambiental, por sus siglas en inglés
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la alimentación y la Agricultura
HAp	Hidroxiapatita
HPLC	Cromatografía de líquidos de alta eficiencia
IB	Índice de Biodegradabilidad
IC	Intervalo de confianza
IFCS	Foro Internacional sobre Seguridad Química, por sus siglas inglés
INECC	Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático
INEEC	Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático
INEGI	Instituto Nacional de Estadística y Geografía
IVM	Ivermectina
LAN	Ley de Aguas Nacionales
LC <sub>50</sub>	Concentración letal 50
LGEEPA	Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente
LPGGIR	Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos
LOD	Límite de detección
LOQ	Límite de cuantificación
MDE	Modelo digital de elevación
NMX	Norma Mexicana
NOM	Norma Oficial Mexicana

OCDE	Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos
OD	Oxígeno disuelto
ODS	Objetivos del Desarrollo Sostenible
OMS	Organización mundial de la salud
ONU	Organización de las Naciones Unidas
ONUUDI	Organización de las Naciones Unidas para el Desarrollo Industrial
PhCs	Compuestos Farmacéuticos
PNEC	Concentración prevista sin efecto, por sus siglas en inglés
PNI	Plan Nacional de Implementación
PNUD	Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo
PNUMA	Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente
POA	Procesos de oxidación avanzada
PROFEPA	Procuraduría Federal de Protección al Ambiente
PRONAME	Programa Nacional de Monitoreo y Evaluación Ambiental
PTAR	Planta de tratamiento de aguas residuales
PTEF	Politetrafluoroetileno
QSAR	Relaciones cuantitativas estructura-actividad, por sus siglas en inglés
RHA	Régimen hidrológico alterado
RHN	Régimen hidrológico natural
RQ	Cociente de riesgo, por sus siglas en inglés
SARS	Síndrome respiratorio agudo severo, por sus siglas en inglés
SDT	Sólidos disueltos totales
SECOFI	Secretaría de Comercio y Fomento Industrial
SEGOB	Secretaría de Gobernación
SEMARNAT	Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales
SIG	Sistemas de información Geográfica
SOSAPAMIM	Sistema Operador de los Servicios de Agua Potable y Alcantarillado del Municipio de Izúcar de Matamoros
SPE	Extracción en fase sólida, por sus siglas en inglés
SRE	Secretaría de Relaciones Exteriores
SSA	Secretaría de Salud
SST	Sólidos suspendidos totales
TBBPA	Tetrabromobisfenol A
TLCAN	Tratado de Libre Comercio de América del Norte
UNESCO	Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura
WARQ	Cociente de riesgo promedio ponderado, por sus siglas en inglés

# **CAPÍTULO I: INTRODUCCIÓN**

## **1.1. Planteamiento del problema**

El tratamiento eficaz de las aguas residuales representa uno de los grandes desafíos para la salud pública y protección ambiental, especialmente en aquellos lugares en donde las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) enfrentan limitaciones operativas y tecnológicas. En municipios como Izúcar de Matamoros, Puebla, este reto se incrementa debido a las actividades industriales, comerciales, hospitalarias y domésticas que introducen en las aguas residuales municipales una variedad de contaminantes derivados de productos farmacéuticos, agroquímicos, detergentes, aditivos plásticos, desinfectantes, entre otros compuestos que, en muchos casos, pueden ser tóxicos, bioacumulables y difíciles de degradar mediante tecnologías de tratamiento convencionales.

La crisis sanitaria provocada por la pandemia de COVID-19 visibilizó y agravó muchas de estas limitaciones, incrementando la complejidad de los efluentes municipales debido al uso intensivo de productos farmacéuticos, desinfectantes y materiales de un solo uso. Esto evidenció las deficiencias de sistemas actuales de tratamiento y reforzó la necesidad de modernizar y fortalecer las capacidades técnicas para el tratamiento de las aguas residuales en las PTAR.

Ante este escenario, las tecnologías emergentes basadas en procesos biocatalíticos, especialmente aquellas que utilizan enzimas inmovilizadas en nanomateriales, han demostrado un alto potencial para mejorar la eficiencia en la remoción de estos compuestos recalcitrantes de los sistemas de tratamiento. No obstante, su implementación no depende únicamente de la viabilidad técnica, sino también de un conjunto de factores sociales, económicos, institucionales y ambientales que determinen su aceptación, sostenibilidad y permanencia en contextos locales.

Durante la contingencia por COVID-19, las restricciones presupuestales, la reorientación del gasto público, el contexto institucional y la limitada participación comunitaria dificultaron aún más la incorporación de soluciones tecnológicas avanzadas en el tratamiento de las aguas residuales. En el caso particular de la PTAR Izúcar de Matamoros, existe la interrogante sobre la factibilidad de la implementación de este tipo de tecnología, así como el impacto en la mitigación de estos compuestos persistentes en los efluentes de la PTAR. A ello se suma la necesidad de considerar la influencia de elementos locales, como la

ubicación geográfica, la disponibilidad de recursos, las condiciones ambientales, la gobernanza y percepción social que influyen directa o indirectamente en el éxito o fracaso de este tipo de intervenciones tecnológicas.

En este contexto, surge la necesidad de analizar de manera integrada los factores que inciden en la factibilidad de implementar tecnologías biocatalíticas, así como su impacto potencial en el tratamiento de las aguas residuales. Esta investigación busca generar evidencia útil para comprender no solo la viabilidad técnica de dicha intervención, sino también su pertinencia en escenarios locales con características similares. La evaluación de estos elementos resulta fundamental para orientar decisiones informadas en materia de política pública, gestión ambiental y el diseño de estrategias de saneamiento sostenibles.

## **1.2. Justificación**

La adecuada gestión de las aguas residuales es fundamental para la protección ambiental, la salud pública y el desarrollo sostenible. No obstante, en muchos municipios de México, las PTAR operan con tecnologías convencionales que no están diseñadas para enfrentar la creciente complejidad de los efluentes municipales, especialmente en lo que respecta a Contaminantes Orgánicos Persistentes (COPs). Estos compuestos, en muchos casos derivados de productos farmacéuticos, pesticidas, aditivos plásticos, detergentes y desinfectantes; son altamente tóxicos, bioacumulables y resistentes a la degradación, lo que representa un riesgo significativo para los ecosistemas y la salud humana.

La situación se ha visto agravada por la crisis sanitaria provocada por la pandemia de COVID-19, la cual generó un incremento en la generación y vertido de sustancias químicas de uso hospitalario y doméstico. Este escenario puso en evidencia no solo las limitaciones técnicas de las PTAR, sino también las debilidades institucionales, económicas y sociales que impiden su modernización. En consecuencia, es necesario modificar los sistemas de tratamiento convencionales empleando un enfoque adaptado a las nuevas necesidades ambientales y sanitarias.

En este contexto, las técnicas biocatalíticas surgen como una alternativa interesante al ser eficientes en la transformación de este tipo de compuestos y producir productos de degradación menos tóxicos y más biodegradables. Particularmente, el uso de enzimas inmovilizadas en nanomateriales ha mostrado resultados prometedores en la degradación de COPs, gracias a su alta especificidad, estabilidad operativa y bajo requerimiento

energético. Sin embargo, su implementación en contextos locales como en el municipio de Izúcar de Matamoros requiere una evaluación no solo de su eficacia técnica, sino también de su factibilidad institucional y social.

Este estudio adquiere relevancia al enfocarse en un municipio que, como muchos otros en México, enfrenta condiciones estructurales que dificultan la incorporación de tecnologías avanzadas en el tratamiento de sus aguas residuales. Así, al evaluar de forma integral los factores que inciden en la factibilidad de implementar procesos biocatalíticos en la PTAR de Izúcar de Matamoros se generará conocimiento útil para contextos similares, contribuyendo así al diseño de políticas públicas informadas, sostenibles y contextualizadas al ámbito local.

Además, la investigación se alinea con los compromisos internacionales adquiridos por México como el Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes, orientado a reducir y eliminar la liberación de COPs al ambiente; y los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS), atendiendo los ODS 6, 9 y 11 referentes a agua limpia y saneamiento; industria, innovación e infraestructura y, ciudades y comunidades sostenibles, respectivamente. Al generar evidencia técnica y contextual sobre la viabilidad de nuevas tecnologías, esta investigación busca aportar tanto a la innovación científica como a la mejora de la calidad ambiental.

Así, este proyecto no solo propone una alternativa tecnológica para mejorar el tratamiento de aguas residuales, sino que también plantea una aproximación crítica y contextualizada sobre los factores que determinan su implementación, lo que lo convierte en un aporte para la ciencia aplicada, la gestión ambiental local y la transformación sostenible del territorio.

### **1.3. Pregunta de investigación**

Considerando el contexto local y los factores limitantes a los que se enfrentan las PTAR debido a la presencia de COPs, es necesario explorar alternativas tecnológicas que cumplan con la normatividad vigente en materia de aguas residuales, y que al mismo tiempo responda a las condiciones sociales, institucionales y económicas en un contexto local. A partir de este enfoque, surge la siguiente pregunta de investigación:

¿Cómo influyen los factores sociales, económicos, institucionales, ambientales y tecnológicos en la factibilidad e impacto de una intervención tecnológica basada en enzimas inmovilizadas para mitigar la presencia de contaminantes orgánicos persistentes en los efluentes de la planta de tratamiento de aguas residuales Izúcar de Matamoros, Puebla?

### **1.4. Hipótesis**

Una intervención tecnológica basada en enzimas inmovilizadas representa una alternativa técnicamente viable para mejorar la eficiencia del tratamiento en la planta de tratamiento de aguas residuales Izúcar de Matamoros, Puebla, y contribuir a la reducción de contaminantes persistentes. No obstante, su implementación enfrenta limitaciones derivadas de factores económicos, sociales e institucionales que inciden directamente en su factibilidad.

## **1.5. Objetivos**

### **1.5.1. Objetivo general**

Evaluar la factibilidad socioambiental, institucional y técnica de una unidad de tratamiento basada en enzimas inmovilizadas para la mitigación de contaminantes orgánicos persistentes presentes en las aguas residuales tratadas de la planta de tratamiento de aguas residuales Izúcar de Matamoros, Puebla.

### **1.5.2. Objetivos particulares**

- I. Determinar los factores sociales, ambientales e institucionales que contribuyen a la presencia de contaminantes orgánicos persistentes en la zona de estudio.
- II. Identificar las iniciativas gubernamentales a nivel local en materia de contaminantes orgánicos persistentes y aguas residuales, así como los mecanismos de participación social mediante entrevistas a profundidad a actores clave.
- III. Determinar la eficiencia en la degradación de COPs y la factibilidad técnica de una unidad de tratamiento basada en enzimas inmovilizadas en la planta de tratamiento Izúcar de Matamoros.

## **1.6. Alcances y limitaciones del estudio**

Este estudio se enfoca en evaluar la factibilidad de implementar una unidad de tratamiento biocatalítico basada en enzimas inmovilizadas en la PTAR Izúcar de Matamoros, Puebla. La investigación contempla aspectos técnicos, operativos, sociales, económicos e institucionales que influyen en su implementación. Al mismo tiempo, se explora el potencial de esta propuesta tecnológica para la reducción de COPs en los efluentes de la PTAR.

Es importante destacar que, este proyecto de investigación no busca implementar de forma directa la tecnología propuesta, sino generar una evaluación integral que sirva como base para futuras intervenciones en la PTAR Izúcar de Matamoros.

Una de las principales limitaciones del estudio fue la disponibilidad y acceso a datos operativos detallados del PTAR Izúcar de Matamoros, lo cual restringe el análisis técnico a fuentes secundarias y entrevistas. Asimismo, el desarrollo de este proyecto se basa en resultados experimentales a nivel laboratorio, modelaciones y estudios previos ya que la instalación de una unidad piloto para el tratamiento biocatalítico no se encuentra dentro del alcance de la investigación.

Otra limitante es la generalización de los hallazgos, ya que la factibilidad de implementación depende de múltiples variables locales que podrían variar significativamente en otros municipios. Sin embargo, los resultados ofrecen un marco analítico útil para orientar decisiones en escenarios con condiciones comparables.

## CAPÍTULO II: MARCO DE REFERENCIA

### 2.1. Introducción

La presencia de compuestos farmacéuticos en el agua se ha definido como un problema ambiental desde hace algunos años (Tijani et al., 2016a). La liberación de productos farmacéuticos en aguas residuales es una preocupación creciente que se incrementa con el consumo masivo de algunos medicamentos terapéuticos utilizados para tratar a pacientes con COVID-19 (Morales-Paredes et al., 2022).

En este sentido los medicamentos empleados para el tratamiento sintomático de la COVID-19 como antivirales, antiparasitarios, antiinflamatorios, analgésicos y antipiréticos, muestran incrementos superiores al 70% de su concentración en aguas residuales urbanas antes (Ibáñez et al., 2017), durante y después de la pandemia (Kuroda et al., 2021a).

Una gran parte de estos compuestos farmacéuticos (PhCs) son excretados del cuerpo humano sin cambios en su estructura química a través de heces y orina para posteriormente ingresar a las aguas residuales municipales por el sistema de alcantarillado municipal. Sumado a ello, sus características fisicoquímicas les confieren una alta capacidad de movilidad, bajos niveles de biodegradación, alta toxicidad y bioacumulación; por lo que pueden ser considerados CPOs (Mirzaei et al., 2018).

Si bien, las PTAR contribuyen a la depuración de las aguas residuales, con frecuencia, la eficiencia en la eliminación de estos compuestos orgánicos es baja (Klemeš et al., 2020) debido a que están diseñadas por normatividad para reducir la presencia de nutrientes, como nitrógeno y fósforo, demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno (DBO), sólidos suspendidos, agentes patógenos (Abejón et al., 2015a; Grandclément et al., 2017a).

Así, es probable que se libere una gran cantidad de estos residuos de PhCs en las aguas superficiales receptoras de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) con los riesgos que implican para los ecosistemas acuáticos, debido a su actividad biológica y persistencia en el medio ambiente.

Por lo anterior, el interés científico en este tipo de contaminantes persistentes se centra en desarrollar métodos analíticos para su detección en aguas residuales (Majumder et al., 2021) que permitan monitorear su presencia y cuantificar su concentración a fin de mitigar

su impacto ambiental y a la salud humana, mediante el desarrollo de métodos de tratamiento apropiados para este tipo de compuestos persistentes.

A pesar de la creciente contaminación por la presencia de estos compuestos, su monitoreo y estudio en los diferentes compartimentos acuáticos de México, incluyendo aguas residuales, ha sido muy escasa (Vázquez-Tapia et al., 2022a) lo que limita el desarrollo de estrategias que permitan regular su presencia en el medio acuático, así como el establecimiento de políticas públicas efectivas para proteger la salud humana y los ecosistemas frente a estos contaminantes orgánicos.

## **2.2. Presencia de fármacos utilizados en el tratamiento de la COVID-19 en aguas residuales**

Evaluar la presencia y distribución de los compuestos farmacéuticos es de suma importancia ya que son sustancias desarrolladas para ser biológicamente activas, es decir, que produzcan efectos benéficos o adversos sobre un organismo; y estables a los procesos metabólicos, por lo que pueden ser fácilmente transportadas y descargadas en los cuerpos de agua debido a su alta polaridad y baja volatilidad, pudiendo causar efectos tóxicos en los organismos acuáticos, incluso si estos se encuentran presentes en concentraciones bajas ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ,  $\text{ng L}^{-1}$ ) (Simazaki et al., 2015).

Si bien los riesgos ambientales y a la salud humana de los fármacos en su forma individual han sido motivo de alarma en diversos estudios (Wennmalm 2019; González-González et al., 2022), la mezcla de estos compuestos en agua podría representar un riesgo mayor debido al posible efecto sinérgico que pueden presentar algunas de estas mezclas.

Durante el primer periodo de la pandemia por SARS-CoV-2, la falta de tratamientos terapéuticos específicos motivó el uso provisional de un amplio espectro de fármacos cuyo uso fue evolucionando de manera continua a la par del surgimiento de nuevas terapias conforme a la progresión clínica de la enfermedad (Cappelli et al., 2022). Entre los fármacos de mayor prescripción para el tratamiento de los síntomas ocasionado por COVID-19 se encuentran medicamentos antirretrovirales, antipalúdicos, antibióticos, analgésicos, antiinflamatorios y antipiréticos (Cappelli et al., 2022).

De acuerdo con las recomendaciones emitidas por la Organización Mundial de la Salud (OMS), los fármacos más utilizados en el tratamiento de la COVID-19 durante esta primera etapa fueron: Favipiravir, Remdesivir, Ribavirina Cloroquina, Hidroxicloroquina, Ivermectina,

Dexametasona, Diclofenaco y Paracetamol (Venkatasubbaiah et al., 2020; Cortegiani et al., 2020; Sharun et al., 2020).

El aumento en el uso de estos PhCs en el tratamiento de COVID-19 durante la pandemia fue reportada en países como Italia (Tarazona et al., 2021a), Brasil (Hahn et al., 2022), España (Solaun et al., 2021), México (Adhikari et al., 2023), Estados Unidos (Adhikari et al., 2023), China (Chen et al., 2021a), entre otros; lo que contribuye al incremento de la carga orgánica de las aguas residuales (Mousazadeh et al., 2022).

Dado que la mayoría de estos PhCs no son metabolizados completamente por el organismo, terminan eliminándose a través de las heces fecales y la orina en su forma bioactiva o como metabolitos y, en consecuencia, estos compuestos llegan a la red de alcantarillado municipal y son enviados a las PTAR que en su mayoría cuentan con sistemas de tratamiento biológico convencional, los cuales han demostrado ser poco efectivos en la remoción de estos contaminantes (Nippes et al., 2021).

De acuerdo con Morales-Paredes et al., (2022), existe poca información sobre la persistencia de estos compuestos en efluentes de las PTAR. En la Tabla 2.1, se muestran las concentraciones ambientales de algunos PhCs empleados en el tratamiento de la COVID-19 presentes en aguas residuales urbanas.

**Tabla 2.1. Concentraciones ambientales de algunos compuestos farmacéuticos empleados en el tratamiento de la COVID-19 en aguas residuales.**

Compuesto	Matriz	Concentración (ng L <sup>-1</sup> )	Referencia
Albendazol	Influente PTAR	0.7	Mhuka et al., 2020
Cloroquina	Efluente PTAR	60000	Ozgun et al., 2021
	Agua residual domestica	857	Kuroda et al., 2021b
Dexametasona	Efluente PTAR	0.92	Mhuka et al., 2020
	Efluente PTAR	3000	Noyer et al., 2021
	Efluente PTAR	20000 – 90000	Chang et al., 2007
	Efluente PTAR	390	Chang et al., 2009
	Agua residual domestica	3	Kuroda et al., 2021b
Diclofenaco	Influente PTAR	3700	Raysyan et al., 2021
	Efluente PTAR	1800	Raysyan et al., 2021
	Influente PTAR	3614	Abou-Elwafa et al., 2019

Hidroxicloroquina	Efluente PTAR	120000	Tibbett et al., 2021
	Agua residual domestica	833	Kuroda et al., 2021b
	Influente PTAR	588 – 1777	Cappelli et al., 2022
Ivermectina	Efluente PTAR	5 – 20	Charuaud et al., 2019
	Efluente PTAR	1500	Tarazona et al., 2021
Paracetamol	Influente PTAR	6209	Mhuka et al., 2020
	Efluente PTAR	31.32	Mhuka et al., 2020
	Influente PTAR	5113 – 94790	Cappelli et al., 2022

La detección de estos PhCs en aguas residuales plantea preocupaciones sobre los posibles efectos ecotoxicológicos para la vida acuática y la salud pública, por lo que es necesario desarrollar métodos de detección en aguas residuales que permitan generar información cualitativa y cuantitativa a fin de generar estrategias para monitoreo y remoción, especialmente mediante tecnologías avanzadas (Tarazona et al., 2021; Raysyan et al., 2021; Cappelli et al., 2022).

### 2.3. Contaminantes orgánicos persistentes

De acuerdo con el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (UNEP por sus siglas en inglés), los contaminantes orgánicos persistentes (COPs) son compuestos que, por sus características fisicoquímicas resisten en grado variable la degradación fotoquímica, química y biológica, lo que causa que su vida media en el ambiente sea larga, siendo en su gran mayoría compuestos xenobióticos (Domínguez-Guilarte et al., 2011; UNEP 2013). Sus principales características son (PNUMA 2020a):

*Persistencia:* estabilidad a la degradación química o biológica, lo que supone una larga vida de estos. El criterio de persistencia establecido en el Convenio de Estocolmo se basa en la permanencia de la sustancia en agua, suelo, sedimentos o aire por encima de un tiempo determinado.

*Bioacumulables:* se acumulan en los tejidos corporales de los organismos en concentraciones mayores que las ambientales debido a su naturaleza; se incorporan a la cadena alimenticia, provocando consecuencias en las especies superiores de la cadena trófica. El criterio de bioacumulación establecido en el Convenio de Estocolmo se basa en

la superación de umbrales de bioacumulación preocupante para las especies y en la toxicidad o ecotoxicidad de la sustancia.

*Tóxicos*: tienen el potencial para causar daños a la salud humana y/o a los ecosistemas; entre los daños que ocasionan a los diferentes seres vivos se encuentran alteraciones del sistema endocrino, trastornos congénitos, daño del sistema inmunológico y respiratorio, alteraciones dermatológicas, pérdida de fertilidad, deformaciones, desórdenes de índole sexual, periodos de lactancia más cortos, además de ser potencialmente carcinógenos. El criterio de toxicidad establecido en el Convenio de Estocolmo se basa en la producción de efectos adversos en la salud humana o el medio ambiente y en datos de toxicidad y/o ecotoxicidad que indiquen el potencial de daño.

*Móviles*: se distribuyen a grandes distancias desde la fuente de emisión a través del aire, el agua, o mediante especies migratorias, depositándose especialmente en las regiones más frías de la tierra incluyendo aquellas como los océanos y zonas polares. El criterio de potencial transporte a larga distancia en el medio ambiente establecido en el Convenio de Estocolmo se basa en la detección de las sustancias en lugares alejados de la fuente de liberación y en la comprobación de que el transporte puede haber ocurrido por medio del aire, agua o especies migratorias.

Se han identificado sitios y organismos, incluyendo humanos, contaminados con COPs alrededor del mundo, incluyendo los polos y los océanos, al punto en que se puede considerar que no existe un lugar libre de la contaminación de estos compuestos (ubicuidad); esto ha llevado a numerosas investigaciones a relacionar los COPs con una amplia gama de enfermedades en seres humanos y la disminución de los individuos de muchas especies silvestres (Venegas Mata & Naranjo Aguilar, 2010).

En un esfuerzo de tratar esta problemática en mayo de 2001, en Estocolmo, 127 países signaron el Convenio de Estocolmo, para prohibir, minimizar y mitigar el uso de las sustancias tóxicas más utilizadas en el mundo, asociadas a enfermedades crónicas como el cáncer y defectos congénitos en seres humanos y animales (PNUMA 2020a).

### **2.3.1. Convenio de Estocolmo**

Como parte de la preocupación mundial por atender los riesgos a la salud humana, y el medio ambiente, resultado de la producción, distribución, uso, y disposición de sustancias químicas, se han alcanzado acuerdos internacionales que sirven como marco de referencia para el desarrollo de políticas dirigidas a atender la problemática ambiental originada por

estos compuestos al interior de los países. Siendo los Convenios de Basilea, Róterdam y Estocolmo los tratados enfocados a la regulación de dichas sustancias a nivel internacional (PNUMA 2020a).

El Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes (COPs) es un tratado internacional jurídicamente vinculante, es decir, de carácter obligatorio. Y fue promovido por el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), el cual tiene por objetivo proteger la salud humana y el medio ambiente frente a estos contaminantes al reducir sus emisiones y eliminar su producción y uso. Y al mismo tiempo promueve que los países signatarios del Convenio integren Planes Nacionales de Implementación (PNI) que les permita cumplir los compromisos que establece este instrumento (PNUMA, 2020).

Actualmente, el Convenio de Estocolmo incluye 34 sustancias catalogadas como COPs entre químicos industriales (17 sustancias), plaguicidas (20 sustancias) y contaminantes de producción no intencional (6 sustancias); distribuidos en 3 Anexos (UNEP 2023):

Anexo A: Referente a la eliminación de la producción y uso COPs.

Anexo B: Alusivo a la restricción de la producción y uso de los COPs.

Anexo C: Sobre la reducción y eliminación de COPs no intencionales.

Para dar seguimiento a los avances de planes nacionales de implementación (PNI) de las partes, actualizar el registro de nuevas sustancias y garantizar la implementación del Convenio por los países miembros, el Convenio establece en su *Artículo 7*:

*Cada Parte: a) Elaborará un plan para el cumplimiento de sus obligaciones emanadas del presente Convenio y se esforzará en aplicarlo; b) Transmitirá su plan de aplicación a la Conferencia de las Partes dentro de un plazo de dos años a partir de la fecha en que el presente Convenio entre en vigor para dicha Parte; y c) Revisará y actualizará, según corresponda, su plan de aplicación a intervalos periódicos y de la manera que determine una decisión de la Conferencia de las Partes (DOF, 2004)*

En este sentido, la actualización de los PNI tienen como objetivos específicos proporcionar información para mejorar el conocimiento sobre los siguientes aspectos de los COPs: (a) fuentes y liberaciones en el medio ambiente; (b) presencia, niveles y tendencias; (c) transporte, destino final y transformación en el medio ambiente; (d) efectos en la salud

humana y en el medio ambiente; (e) efectos socio- económicos; (f) reducción y/o eliminación de sus liberaciones; y (g) metodologías armonizadas para hacer inventarios de las fuentes generadoras (INECC, 2017a).

México firmó el convenio el 23 de mayo de 2001, en Suecia, y lo ratificó el 10 de febrero de 2003. Siendo el primer país de Latinoamérica en ratificar este convenio, el cual entró en vigor el 17 de mayo de 2004 lo cual llevó a la integración del PNI en octubre 2007 (PNI-2007) al ser aprobado por el Comité Nacional de Coordinación de México. En este contexto, en nuestro país, el PNI cuenta con ocho planes de acción, a través de los cuales se busca dar seguimiento, reforzar y avanzar en la eliminación o reducción de la liberación de COPs al ambiente y de sus riesgos a la salud de la población y a los ecosistemas acuáticos y terrestres (Tabla 2.2).

**Tabla 2.2. Planes de acción que conforman el PNI-2007 de México para la implementación del Convenio de Estocolmo.**

Plan de Acción	Objetivos
Mejora del régimen jurídico y de la capacidad institucional para la gestión de COPs y otras sustancias tóxicas.	Que México cuente con un marco jurídico apropiado e instituciones fortalecidas para da cumplimiento efectivo, eficaz y eficiente a lo dispuesto en el Convenio de Estocolmo.
Evaluación de los efectos de los COP en la salud y el ambiente, así como de sus implicaciones socioeconómicas.	Que se prevengan o reduzcan los riesgos para la salud humana, a la biota acuática y terrestre, y al ambiente derivados de la contaminación por COPs y sus impactos socioeconómicos
Eliminación de BPC.	Que las existencias de BPC se eliminen de manera segura, ambientalmente adecuada, económicamente viable y verificable; y que los sitios contaminados con BPC sean inventariados, cuantificados y priorizados; para evitar o reducir los riesgos al ambiente y a la salud humana asociados con los BPC.
Eliminación de la liberación al ambiente de plaguicidas que son COPs.	Que en México se eliminen las existencias de plaguicidas COPs, se evite que se generen plaguicidas caducados y se prevengan o reduzcan los riesgos al ambiente y la salud de los sitios contaminados con ellos.
Reducción o eliminación de la liberación al ambiente de COPNI.	Que en México se reduzcan las liberaciones totales no intencionales de COPs al ambiente de fuentes antropogénicas, con la meta de seguir reduciéndolas al mínimo y, en los casos en que sea viable técnica y económicamente, eliminarlas definitivamente.
Desarrollo de capacidades analíticas confiables sobre plaguicidas COP, BPC, HCB, dioxinas y furanos.	Que el país cuente con capacidad analítica confiable para evaluar el impacto de las acciones que se desarrollen en el marco del PNI y ofrezca apoyo analítico a los países de la región de Centroamérica y el Caribe que lo requieran.
Integración de inventarios de información sobre COP en un sistema unificado (Siscop).	Que México cuente con un proceso de integración de inventarios de información y un sistema informático sobre COPs que facilite la ejecución del PNI y la evaluación de su eficacia.

Comunicación, sensibilización y participación ciudadana.	Que México cuente con una estrategia efectiva y continua de comunicación y capacitación mediante la cual se logre la participación ciudadana informada y organizada en la puesta en práctica del PNI.
--	---

Fuente: Elaboración propia con información de SEMARNAT (2007).

PNI: plan nacional de implementación

COPs: contaminantes orgánicos persistentes

COPNI: contaminantes orgánicos persistentes no intencionales

BPC: bifenilos policlorados

HCB: hexaclorobenceno

## 2.4. Políticas públicas

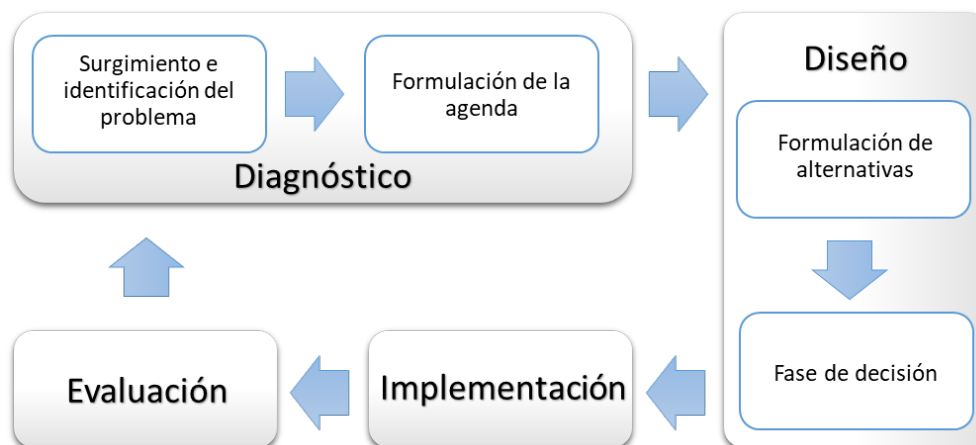
Se define por política pública al conjunto de acciones intencionales y causales producto de la toma de decisiones de actores gubernamentales frente a determinados problemas cuya solución se considera de interés o beneficio público (Aguilar et al., 2012)

Las políticas públicas se caracterizan por estar orientadas hacia objetivos de interés o beneficio público y su idoneidad para realizarlos, por contar con la participación ciudadana en la definición de los objetivos, instrumentos y acciones de la política y principalmente por estar integradas como un conjunto de acciones estructuradas, estables y sistemáticas, que representan el modo en el que el gobierno realiza sus funciones de forma permanente para la atención de los problemas públicos (Aguilar et al., 2012). Esta última característica nos señala que las políticas públicas son un proceso sistemático, del cual se pueden distinguir cuatro etapas: diagnóstico o definición del problema, diseño de la política pública, implementación y evaluación de los resultados.

Este diseño sistemático de las políticas públicas (ver Figura 2.1) inicia cuando un gobierno reconoce la existencia de un problema de interés público que se debe de atender. En esta fase de la etapa de diagnóstico, se indaga cuales son los hechos sociales que deben de pasar a la agenda de gobierno para la formulación de una política pública que movilice los recursos del Estado.

Una vez que el problema público logra ser insertado en la agenda de gobierno, la siguiente etapa consiste en diseñar una política pública a través de una serie de objetivos y metas a alcanzar a partir de los cuales, se examinarán todas las posibles alternativas de solución y se elegirá(n) aquella(s) cuyos resultados permitan alcanzar el mayor número de objetivos y metas originalmente planteados, pero con el menor número de recursos.

Acto seguido, se pone en marcha la etapa de implementación en la cual se ejecutan la(s) solución(es) seleccionada(s) en la etapa de diseño para finalmente, evaluar los resultados productos de la política pública mediante una serie de índices e indicadores previamente seleccionados en la etapa de diseño, esto con la intención de corregirla o mejorarla (Aguilar et al., 2012; Arias, 2019).



**Figura 2.1. El ciclo de las políticas públicas** (Modificado de Arias, 2019).

Es por lo anterior que, las políticas públicas no son un fin en sí mismas, sino un medio para dar una respuesta a una problemática social específica, lo que las convierte en una alternativa real para mejorar la calidad de vida de los ciudadanos y al mismo tiempo en un proceso de aprendizaje colectivo para aumentar la capacidad de resolver problemas.

En este sentido, es que los problemas ambientales como la contaminación por aguas residuales con presencia de COPs, pueden considerarse como una problemática compleja al representar una externalidad negativa presente en el ambiente físico que se puede traducir en una variedad de amenazas y efectos negativos a la salud pública y las actividades económicas (Salas-Padilla, 2002) . Razón por la cual deberá atenderse con el desarrollo de acciones gubernamentales y políticas públicas eficientes cuyos efectos se vean reflejados en la población.

## **2.5. Problemática ambiental en la subcuenca Huaquechula**

Como resultado del crecimiento poblacional y el desarrollo económico que la Subcuenca Huaquechula ha experimentado en los últimos años, se ha generado un incremento en la demanda, producción y desarrollo de nuevos productos químicos que contribuyan a la mejora de la calidad de vida de la población y que sumados a patrones de consumo y desecho se dichos productos, se han producido problemas ambientales que actualmente

caracterizan a esta zona por sus altos niveles de contaminación debido principalmente al creciente número de descargas de aguas residuales municipales e industriales en acequias, barrancas, arroyos y ríos, contaminación atmosférica por la quema durante la cosecha de caña y quema de basura, degradación de suelos por el uso excesivo de agroquímicos en agricultura, así como la deficiente disposición de residuos sólidos urbanos, industriales y basura; lo cual ha provocado un rápido deterioro ambiental de la zona (Navarro et al., 2020) y la presencia de COPs a lo largo de la Subcuenca Huaquechula.

En México existen algunos estudios referentes a la detección, efectos a la salud y tratamientos para la mitigación de COPs; sin embargo, de acuerdo con Romero-Torres et al., (2009) aún se carece de conocimiento integral respecto a la generación, transporte, rutas de exposición e impactos a la salud y a los ecosistemas ocasionados por estos compuestos; además de no estar incluidos en ninguna regulación en materia de aguas subterráneas ni superficial dulce o salada.

Como se mencionó con anterioridad, la principal vía de entrada de COPs al medio acuático son las aguas residuales municipales e industriales; respecto a la zona de estudio propuesta, el río Nexapa se encuentra fuertemente impactado por estos compuestos (Navarro et al., 2014); sin embargo, dada la falta de estudios al respecto, los efectos nocivos para la salud humana, efectos ambientales negativos y repercusiones desfavorables para las actividades económicas son aún poco conocidos o cuantificables.

El municipio de Izúcar de Matamoros genera cerca del 40% de las aguas residuales municipales en la subcuenca (Morales Venegas, 2018a), por lo que desde 2008 cuenta con una PTAR, la cual da tratamiento a las aguas residuales de la Ciudad de Izúcar de Matamoros antes de ser vertidas al río Nexapa; sin embargo, debido a la falta de continuidad en las estrategias para el tratamiento de residuos y aguas residuales (financiamiento, programas de mantenimiento, capacitación, monitoreo, entre otros) en los Planes de Desarrollo Municipales de las administraciones en turno, en la actualidad se procesa solo el 50% de las aguas residuales municipales, derivando el resto directamente al río Nexapa.

Sumado a esto, se ha detectado la presencia en el río Nexapa de diversos contaminantes, entre los que destacan productos de aseo y cuidado personal, fármacos, alquilfenoles, detergentes, plaguicidas, hidrocarburos aromáticos (Navarro et al., 2014) y retardantes de flama (García-Zamora et al., 2019); lo cual repercute indiscutiblemente en la calidad del

agua del río Nexapa y con seguridad ocasiona efectos negativos a la salud y al medio ambiente.

Al mismo tiempo, lo anterior compromete a nivel nacional el cumplimiento del Convenio de Estocolmo y los Objetivos del Desarrollo Sostenible (ODS), dentro de los cuales se enfatiza en la necesidad de implementar medidas para la gestión integral de los recursos hídricos que permita garantizar la disponibilidad de este recurso así como su saneamiento a fin de evitar comprometer la salud y bienestar de la población; comprometiendo además la seguridad alimentaria, el desarrollo y la economía de los países. En la Tabla 4 se resumen los ODS en riesgo por la contaminación por COPs.

**Tabla 2.3. Objetivos del Desarrollo Sostenible en riesgo por aguas residuales contaminadas con COPs.**

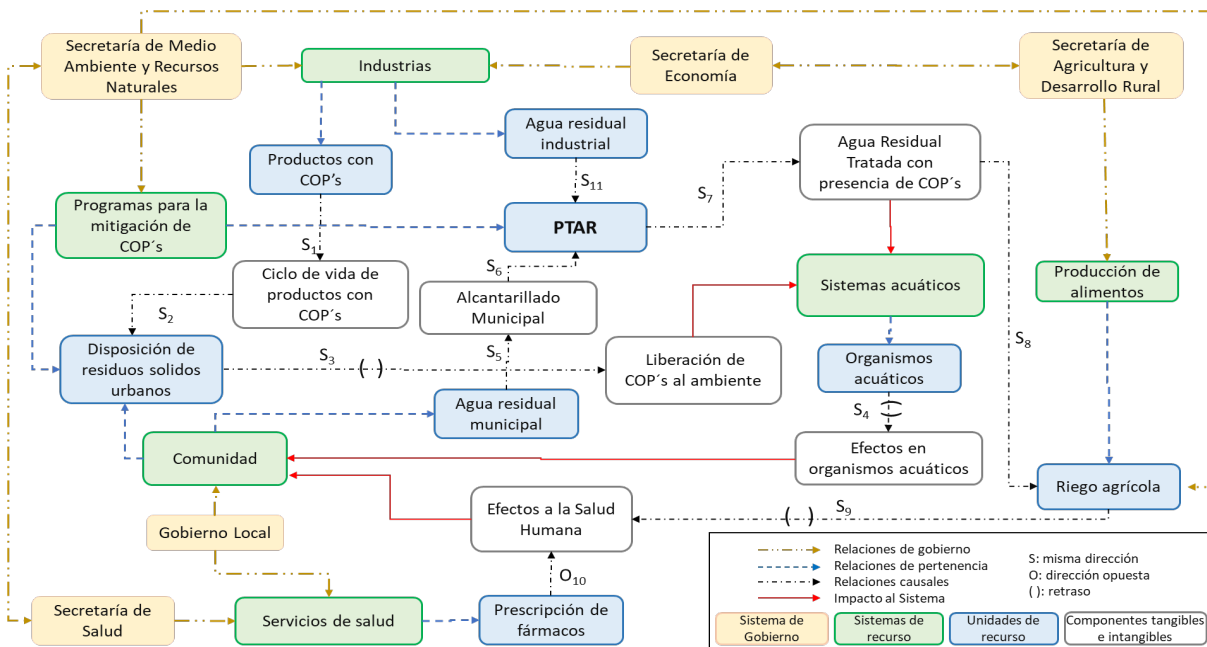
ODS	Descripción del riesgo
ODS 1: Fin de la pobreza	Las enfermedades relacionadas con aguas contaminadas repercuten en las actividades económicas de una comunidad, región o país, lo que acentúa el ciclo de la pobreza.
ODS 2: Hambre cero	La reutilización de aguas residuales sin un tratamiento adecuado para riego agrícola compromete la seguridad alimentaria.
ODS 3: Salud y Bienestar	La deficiente gestión de las aguas residuales incrementa la cantidad de enfermedades de origen hídrico
ODS. 6: Agua limpia y Saneamiento	El incremento del vertido de aguas residuales sin tratar ha llevado al deterioro de la calidad del agua en el mundo, especialmente en los países en vías de desarrollo al incrementar la concentración y presencia de COPs.
ODS 12: Producción y consumo responsables	Las actividades antropogénicas consumen más agua de la que de forma natural se recarga anualmente, la cual puede en algunos casos estar contaminada por presencia de COPs.
ODS 14. Vida submarina	Sin una gestión adecuada se espera que para 2050 la contaminación por COPs en las zonas costeras incremente en un 20%. Los COPs pueden bioacumularse en los organismos acuáticos biomagnificando su potencial tóxico.

Fuente: Elaboración propia con información de ONU (2023).

Lo anterior destaca la importancia de las investigaciones en donde las PTAR sean el objeto de estudio, ya que representan una interfase entre la sociedad y el medio ambiente son, además, un punto crítico en donde los contaminantes se concentran y que tratados de forma adecuada pueden ser eliminados; pero en caso contrario, representa un ambiente con condiciones que intensifican el impacto ambiental al ser fuente de agentes patógenos, resistencia microbiana, malos olores, generación de lodos tóxicos, etc. .

Un problema común con las intervenciones o respuestas tecnológicas para reducir la problemática ambiental relacionada con la contaminación por aguas residuales es que los esfuerzos son dirigidos generalmente contra sus causas proximales dejando de lado los factores más distales o estructurales y, sobre todo, la articulación entre ellos; además habitualmente se priorizan los factores de riesgo inmediatos, sin considerar los riesgos a mediano y largo plazo. Lo que hace necesario la incorporación de estrategias que atiendan los factores más distales en los análisis y diseños de las intervenciones o respuestas, así como en las interacciones entre los elementos causales, lo cual podría resultar en respuestas más efectivas y en ocasiones más sostenibles.

La Figura 2.2 muestra algunas de las causas y relaciones que explican la contaminación por COPs; sin embargo, es necesario destacar que las partes ambientales y sociales, así como las interacciones entre los elementos del sistema han sido poco explorados y explicados, incluyendo en algunos casos, solo un subconjunto de estos elementos sin profundizar en los intercambios interdisciplinarios necesarios para abordar y lograr soluciones sostenibles; ni en los saberes o conocimientos de las comunidades que han lidiado con la problemática por décadas y que poseen conocimientos para mitigarla, o que al no ser considerados no se apropian de las tecnologías.



**Figura 2.2. Complejidad de la contaminación por COPs y sus impactos al sistema** (Elaboración propia, 2022)

De esta forma, se evidencia la necesidad de analizar, interrelacionar y socializar la información existente para la mitigación de la contaminación por COPs en la subcuenca Huaquechula, así como de generar información nueva que permita integrar los conocimientos científicos con los empíricos que poseen los integrantes de los diferentes grupos sociales. Esto con el fin de que dicha información sea útil a los distintos actores locales, gubernamentales y privados, permitiendo visibilizar la problemática ambiental, y eventualmente estimar el riesgo de exposición humana a COPs, cuantificar su impacto a los servicios ecosistémicos y lograr la colaboración de los diferentes grupos sociales en la generación de estrategias para la toma de decisiones relacionadas con la gestión de las aguas residuales.

Lo anterior posibilita la apropiación de las intervenciones tecnológicas (Santiago Jiménez, 2012) para la mitigación de la contaminación por COPs; así como la estimación de costos y beneficios al bienestar humano y a los ecosistemas mediante la generación de indicadores de calidad de aguas, como los propuestos por el Gobierno del Estado de Puebla (Gobierno de Puebla, 2019), con el fin de articular una estrategia de gestión integral de las aguas residuales en la subcuenca Huaquechula.

## **2.6. Sistemas de tratamiento y alternativas**

Actualmente, las técnicas convencionales aplicadas en el tren de tratamiento de las aguas residuales incluyen principalmente tratamientos biológicos aerobios y anaerobios, debido a su viabilidad económica; sin embargo, como se ha mencionado con anterioridad estos procesos han demostrado eliminar parcialmente los COPs. Del mismo modo, los tratamientos fisicoquímicos tradicionales como la floculación o coagulación no son capaces de remover y/o degradar completamente COPs debido principalmente a las características fisicoquímicas de dichos contaminantes (Bolong et al., 2009).

Es por estas razones, que surgen los llamados procesos de oxidación avanzada (POA) como una forma de contribución a la mitigación del impacto ambiental ocasionado por la presencia de COPs a la salida de los tratamientos secundarios. Estos procesos involucran la aplicación de especies químicas oxidantes ( $O_3$ ,  $H_2O_2$ ,  $K_2Cr_2O_7$ , etc.) que pueden ser combinadas o no con agentes catalíticos ( $TiO_2$ ,  $Fe^{2+}$ ,  $Fe^{3+}$ , etc.) y la posibilidad de utilizar una fuente de energía externa (radiación UV, energía eléctrica y/o ultrasonidos). Lo anterior con el fin de generar radicales hidroxilos ( $OH\bullet$ ) debido a su alta efectividad para oxidar la materia orgánica presente, logrando incluso su mineralización (Clemente et al., 2013) lo

cual disminuye los niveles de DQO y la DBO de los efluentes en donde son aplicados (Forero et al., 2005).

Diferentes estudios han reportado la aplicación de algunos de estos procesos de oxidación en PTAR como lo son procesos fotoquímicos (Cristale et al., 2016), oxidación electroquímica (Gomez-Ruiz et al., 2017), procesos Fenton (Amaral-Silva et al., 2017), foto-Fenton (Foteinis et al., 2018) y fotocátalisis (Ma et al., 2019) o una combinación de éstos con procesos biológicos (Oller et al., 2011), membranas de filtración (Abejón et al., 2015d), filtros de arena (Egea-Corbacho et al., 2019) y carbón activado (Escolà Casas & Bester, 2015).

Sin embargo, estos sistemas presentan limitaciones en el tratamiento de aguas con altas cargas orgánicas y, aunque suelen operar a presión y temperaturas cercanas a las condiciones ambientales, su costo es elevado, en particular, por el consumo energético y por el costo de los insumos necesarios para su aplicación (Clemente et al., 2013). Además, los subproductos formados durante los procesos de reacción pueden ser más tóxicos y menos biodegradables que los compuestos de origen (Miklos et al., 2018; Lemańska et al., 2021). En la Tabla 2.4. se presentan algunas de las alternativas desarrolladas para el tratamiento de aguas residuales.

**Tabla 2.4. Ventajas, limitaciones y etapa de desarrollo de las diferentes alternativas para el tratamiento de aguas residuales.**

Tipo de tratamiento	Descripción	Etapa de desarrollo	Ventajas	Limitaciones
<b>Métodos físicos</b>				
<b>Adsorción</b>	Permite la concentración selectiva de contaminantes en la superficie de materiales adsorbentes	Escala real	Proceso rápido, eficiente y adaptable a distintos sistemas.	Alto costo por regeneración o eliminación de adsorbente. No transforma los contaminantes.
<b>Separación por membranas</b>	Barrera selectiva que separa compuestos de una especie por el cambio en el gradiente de concentración entre dos compartimentos	Escala real	Permite reutilizar el agua y recuperar especies concentradas. La variedad de geometrías de la membrana amplía su campo de aplicación.	Altos requerimientos de energía por uso de sistemas presurizados. Obstrucción de membranas y manejo de lodos.
<b>Intercambio iónico</b>	Intercambio reversible de iones entre resinas insolubles y otros iones de cargas similar en solución	Escala real	Simplicidad, probada y de fácil control. Adecuada para concentrar metales y minerales. Eficaz a bajas concentraciones (ppb).	Sensible a cambios de pH del efluente y a oxidantes fuertes. Requiere pretratamiento para evitar el ensuciamiento de la resina.
<b>Métodos químicos</b>				

<b>Oxidación fotocatalítica</b>	Se generan especies reactivas oxidantes que transforman los contaminantes orgánicos a compuestos minerales.	Escala piloto	Rápida degradación de moléculas recalcitrantes. No genera lodos. Posibilidad de operar con energía solar.	Formación de subproductos no deseados. Alto costo por síntesis, regeneración del catalizador y uso de lámparas UV.
<b>Oxidación electroquímica</b>	La oxidación electroquímica de los compuestos orgánicos ocurre en la superficie del electrodo o por especies activas generadas en él.	Escala piloto	Mejora la biodegradabilidad de los contaminantes orgánicos. No requiere ajuste de pH. Adaptable a grandes volúmenes y caudales.	Pasivación de ánodos y generación de lodos. Alto costo energético. Generación de compuestos halogenados.
<b>Ozonización</b>	Los contaminantes de degradan por oxidación directa con el ozono molecular o indirectamente por los radicales ·OH generados por la descomposición del ozono	Escala real	Producción de ozono a partir del aire u oxígeno por descarga eléctrica. Múltiples aplicaciones: desinfección, reducción de olores, demanda química de oxígeno y turbidez	Mineralización parcial de compuestos refractarios. Vida media de 20 minutos. Por su inestabilidad es necesario su generación <i>in situ</i>
<b>Métodos fisicoquímicos</b>				
<b>Coagulación-Floculación</b>	Se provoca un cambio en el estado físico de los contaminantes disueltos o suspendidos en el agua para facilitar su eliminación por sedimentación	Escala real	Uso muy extendido del proceso (equipos y agentes químicos disponibles). Sistema estable ante variaciones de temperatura, carga y caudal. Reducción de fósforo y nitrógeno	La adición del coagulante puede ser compleja y requerir ajustes según la composición del efluente. Genera grandes cantidades de lodos que requieren tratamiento previo a su eliminación.
<b>Métodos biológicos</b>				
<b>Lodos activados</b>	En un ambiente aeróbico, los microorganismos degradan los contaminantes orgánicos y forma un flóculo, lo que clarifica gradualmente el agua.	Escala real	Adecuado para altas cargas orgánicas, especialmente eficaz en la reducción de fósforo. Requiere poca superficie de terreno.	Alto costo operativo, sobre todo en plantas pequeñas. Mantenimiento riguroso. Genera grandes cantidades de lodos.
<b>Degradación por algas</b>	Las algas absorben y transforman los compuestos orgánicos e inorgánicos en ácidos nucleicos y proteínas para su crecimiento	Piloto/ Escala real	Bajo consumo energético por su naturaleza autótrofa. Agente desintoxicante inocuo. Capaz de fijar el dióxido de carbono atmosférico.	Difícil cosecha y separación de la biomasa. Ineficaz contra microcontaminantes. Bajo rendimiento en climas fríos.
<b>Tecnología enzimática</b>	Las enzimas extraídas de microorganismos y plantas facilitan la descomposición rápida de los compuestos orgánicos.	Escala piloto/ Escala real	Rápido, altamente específico, seguro y respetuoso con el medio ambiente. Aplicable a una amplia gama de compuestos en mezcla.	Generalmente requiere inmovilización. Estabilidad y actividad enzimática limitadas para uso repetido

Fuente: Adaptado de Sellami et al. 2022

Una alternativa interesante para el tratamiento de COPs es la biocatálisis ambiental, debido al potencial de las enzimas para degradar contaminantes recalcitrantes y al avance de las técnicas de inmovilización que mejoran la estabilidad de los biocatalizadores a diferentes

condiciones de desnaturalización como cambios de pH, temperatura, presencia de solventes y metales pesados; permitiendo al mismo tiempo su reutilización, mayor rendimiento catalítico y mejor control sobre el proceso de biotransformación (Arroyo et al., 2017; Gamallo et al., 2017; Zhou et al., 2019). Esto crea una oportunidad importante para que los reactores enzimáticos se incorporen a los trenes de tratamiento biológicos tradicionales como una etapa de pulimento de las aguas residuales tratadas (Abejón et al., 2015a).

### 2.6.1. Biocatálisis ambiental

El término biocatálisis se refiere al uso de microorganismo completos o de sus enzimas aisladas para catalizar reacciones químicas orientadas a la obtención de compuestos de interés biológico, industrial, farmacéutico o ambiental. Estos procesos se llevan a cabo bajo condiciones suaves de presión, pH y/o temperaturas moderadas, lo que permite reducir el consumo energético y la generación de subproductos tóxicos; lo que la convierte en una alternativa atractiva frente a los procesos catalíticos tradicionales de origen químico (Hogg et al., 2024).

Su aplicación se abarca desde el tratamiento de residuos orgánicos, producción de biocombustibles, remediación ambiental de contaminantes (Takagi & Itoh, 2025), hasta su uso en la industria textil y de detergentes, donde facilita procesos de lavado, acabado de telas y tratamiento de fibras (Hogg et al., 2024). Así mismo, ha demostrado ser eficaz en la degradación de agroquímicos y el tratamiento de aguas residuales que contienen colorantes, fenoles, fármacos y otros compuestos orgánicos tóxicos (Bittencourt et al., 2023). Algunas de las aplicaciones de la biocatálisis en el tratamiento de contaminantes se presentan en la Tabla 2.5, donde se detallan los biocatalizadores empleados y los contaminantes tratados.

**Tabla 2.5. Biocatálisis Ambiental en el tratamiento de efluentes industriales.**

Enzima	Organismo	Aplicación	Referencia
Catalasa peroxidasa	<i>Bacillus SF</i>	Decoloración de efluentes para su reúso en el teñido de textiles	Fruhirth et al., 2002
Cloroperoxidasa	<i>Caldariomyces fumago</i>	Degradación de los fármacos trazodona, sulfametoxazol, naproxeno, tetraciclina, estradiol, ketoconazol, ketorolaco y diclofenaco en aguas residuales sintéticas	García-Zamora et al., 2018
Endoglucanasa	<i>Clostridium thermocellum</i>	Producción de biocombustibles y bioetanol	Nath et al., 2019

Lacasa	<i>Corioloopsis gallica</i>	Reducción de la DQO de los efluentes de la industria del maíz, para la obtención de polímeros con posibles aplicaciones en la industria de alimentos y farmacéutica	García-Zamora et al., 2015
Lacasa	<i>Trametes versicolor</i>	Degradación de sulfametoxazol en aguas residuales simuladas	Margot et al., 2015
Lacasa	<i>Trametes versicolor</i>	Degradación tintes textiles rojo reactivo 120 y naranja II	Khanam et al., 2024
Lacasa	<i>Trametes versicolor</i>	Degradación de los antibióticos sulfadiazina, sulfatiazol, sulfapiridina, sulfametazina y sulfametoxazol	Ding et al., 2016
Lacasa	<i>Thermus thermophilus</i>	Blanqueamiento de papel y tratamiento de los efluentes de la industria papelera	Zhu et al., 2021
Lactonasa	<i>Sulfolobus solfataricus</i>	Biorremediación de compuestos organofosforados	Jacquet et al., 2017
Lignina peroxidasa	<i>Pleurotus ostreatus</i>	Decoloración de pigmento azul brillante remazol R en efluentes textiles	Oliveira et al., 2018
Manganeso Peroxidasa	<i>Trametes sp.</i>	Degradación de colorantes e hidrocarburos aromáticos policíclicos	Zhang et al., 2016
Peroxidasa de rábano	<i>Horseradish</i>	Eliminación de aflatoxina B1	Zhou et al., 2019
Peroxidasa de rábano	<i>Horseradish</i>	Degradación de Bisfenol A y triclosán en aguas residuales	Du et al., 2024
Peroxidasa versátil	<i>Pleurotus eryngii</i>	degradación de los colorantes azoicos empleados en la industria papelera y curtiduría	Ilić Đurđić et al., 2020

Los tratamientos enzimáticos han demostrado ser fácilmente controlables en comparación procesos biológicos que emplean organismos completos, lo que facilita su implementación. Además, presentan una mayor velocidad de reacción, alta especificidad y selectividad, permitiendo transformar eficazmente estructuras químicas complejas en compuestos menos tóxicos y más biodegradables sin generar lodos residuales (Sellami et al., 2022).

Actualmente se han completado varios estudios a nivel laboratorio para evaluar el rendimiento de esta técnica de degradación mediante el uso de enzimas oxidativas inmovilizadas en membranas de distintos materiales poliméricos (De Cazes et al., 2014; Xu et al., 2015; Arca-Ramos et al., 2018; García-Zamora et al., 2019). El diseño de reactores enzimáticos para la degradación de COPs ha sido reportado principalmente para la degradación de colorantes, antibióticos, hormonas, antiinflamatorios y otros compuestos fenólicos, con porcentajes de remoción variables del 25 al 96% a nivel laboratorio (López et al., 2002; Gasser et al., 2014; Abejón et al., 2015d; Moreira et al., 2017; Zdarta et al., 2019).

En este sentido, en nuestras investigaciones previas se estudió la transformación biocatalítica de antiinflamatorios, antibióticos, hormonas y el retardante de flama tetrabromobisfenol A (TBBPA) por Cloroperoxidasa (CPO) inmovilizada para la mitigación de dichos contaminantes en aguas residuales tratadas; de manera general, se demostró que los productos de la transformación enzimática fueron menos tóxicos y más biodegradables que sus contrapartes sin tratar, logrando remociones superiores al 80% en todos los casos (García-Zamora et al., 2018b, 2019).

La elección de CPO como biocatalizador se debió a su alta versatilidad atribuida a su alto potencial redox y presentar actividades peroxidasa, oxigenasa y halogenasa, lo que le permite ser utilizada en la degradación de una amplia variedad de compuestos químicos encontrados frecuentemente en aguas residuales tratadas (fármacos, plaguicidas organoclorados y organofosforados, colorantes tipo azo, plastificantes, etc.), (Guerrero et al., 2012; Zhang et al., 2016; Bilal et al., 2019a, b; Morsi et al., 2020).

Para el caso particular de la inmovilización de CPO en nanofibras de quitosano para la degradación del TBBPA, los resultados de dicho estudio mostraron una capacidad de remoción de entre el 80 al 95% del retardante presente en muestras de agua residual tratada de la PTAR Izúcar de Matamoros, además de permitir la reutilización del biocatalizador hasta por cinco ciclos de reacción y su aplicación en un amplio rango de pH (3-7); lo que resulta en un aspecto positivo para su empleo en biocatálisis ambiental ya que las aguas residuales tratadas normalmente presentan pH neutro.

Los resultados también indicaron que los productos de reacción enzimática presentaban menor toxicidad y mayor biodegradabilidad que el compuesto sin tratar, lo que facilitaría la atenuación biológica del efluente una vez descargado en cuerpos de agua naturales, por consiguiente, la metodología podría considerarse como una tecnología de pulido que permita tratar compuestos tóxicos y recalcitrantes; sin embargo, aún es necesario estudiar algunas limitantes del proceso que permitan su eventual aplicación, como lo son la estabilidad operacional y la mejora del proceso de inmovilización enzimática.

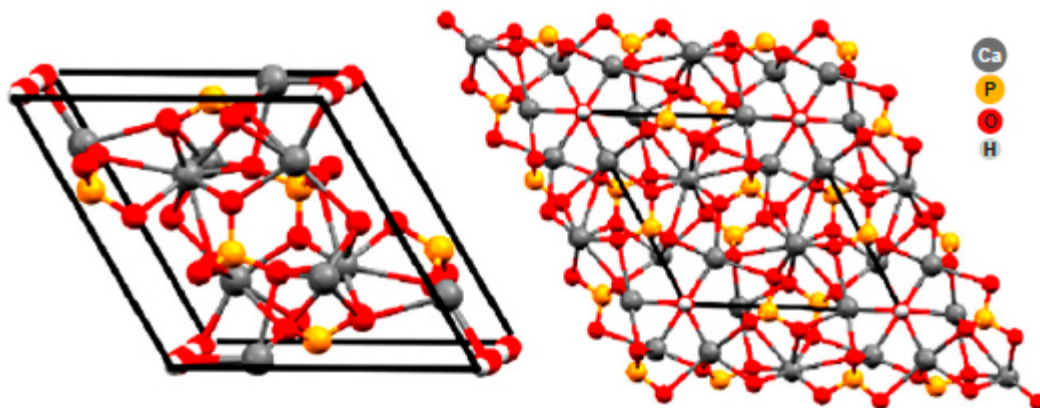
Por otra parte, la viabilidad de implementar dichos sistemas en escenarios reales sigue siendo tema de investigación, ya que todos los estudios publicados se han realizado a nivel laboratorio y comúnmente no se incluyen estudios de factibilidad técnica, económica y ambiental. En este sentido, es recomendable realizar estudios centrados en la viabilidad de estos sistemas que permitan explicar su comportamiento, sostenibilidad ambiental y

factibilidad técnico-económica dentro de las PTAR, así como los beneficios ambientales y sociales que la tecnología produzca.

Finalmente, no deberá subestimarse la participación ciudadana en el estudio de las nuevas intervenciones tecnológicas, permitiendo en medida de lo posible, la incorporación de variables no contempladas en el estudio original, mediante la expresión de sugerencias, dudas, temores y experiencias; así, al verse reflejados en el diseño de estas propuestas se logra la socialización de estas y existe la posibilidad de alcanzar su apropiación (Santiago Jiménez, 2012). De esta manera, la implementación de propuestas tecnológicas socio ecológicamente adecuadas contribuirá a la mitigación de la contaminación por COPs con la consecuente mejora de la calidad de los recursos hídricos.

#### 2.6.1.1. Hidroxiapatita para la inmovilización enzimática

La hidroxiapatita (HAp) es un compuesto mineral de fosfato de calcio  $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{OH})$  (Figura 2.3) que se encuentra de forma natural como componente de huesos, dientes y tejidos duros en mamíferos (Danisman et al., 2022), que ha despertado un creciente interés en diversos sectores debido a sus numerosas aplicaciones. Debido a su similitud estructural con los tejidos duros del cuerpo, la HAp se utiliza como sustituto de huesos y dientes (Almulaiky et al., 2021), en aplicaciones biomédicas (H. Zhou & Lee, 2011), en liberación controlada de fármacos, así como material de adsorbente de compuestos radioactivos y metales pesados (Fihri et al., 2017).



**Figura 2.3. Estructura cristalina de la HAp** (Gomes et al., 2019)

En relación con la inmovilización de enzimas, la HAp ha sido ampliamente utilizada como soporte para la fijación y estabilización de enzimas. Se han llevado a cabo numerosos

estudios que demuestran la efectividad de la HAp en la inmovilización de enzimas y su aplicación en diversas áreas, como la catálisis enzimática (T.sriwong & Matsuda, 2022), la biotecnología (Almulaiky et al., 2021) y la producción de biocombustibles (Coutinho et al., 2018).

La inmovilización de enzimas en hidroxiapatita ofrece estabilidad física y química, biocompatibilidad, nula toxicidad y alta resistencia mecánica a las proteínas inmovilizadas en este material, debido a la presencia de iones de calcio y fosfato en su estructura que facilitan las interacciones electrostáticas de este material con los grupos de ácidos carboxílicos presentes en los aminoácidos de las enzimas (Coutinho et al., 2018; Wu et al., 2024), mejorando su estabilidad, la reutilización del catalizador y la protección frente a condiciones extremas de operación. Además, la hidroxiapatita puede facilitar la interacción entre la enzima y su sustrato, lo que resulta en una mayor eficiencia catalítica (Gomes et al., 2019).

En un estudio reciente realizado por Almulaiky et al., (2021) se utilizó la HAp como soporte para inmovilizar  $\alpha$ -amilasa demostrando que la enzima inmovilizada conservaba su actividad y estabilidad. Mientras que (Coutinho et al., 2018), realizaron estudios de estabilidad en la inmovilización de la enzima  $\beta$  – glucosidasa sobre HAp a diferentes condiciones de pH y fuerza iónica, logrando reutilizar el sistema inmovilizado conservando hasta el 70% de la actividad enzimática después de 10 ciclos catalíticos.

Es por lo anterior que, la HAp se presenta como un material prometedor para la inmovilización de enzimas debido a sus propiedades físicas y químicas, que permiten una interacción favorable entre la enzima y el soporte, brindando estabilidad al sistema inmovilizado para aplicaciones en la degradación de compuestos de interés ambiental.

## 2.7. Referencias

- Abejón R, Belleville MP, Sanchez-Marcano J (2015a) Design, economic evaluation and optimization of enzymatic membrane reactors for antibiotics degradation in wastewaters. *Sep Purif Technol* 156:183–199. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2015.09.072>
- Abou-Elwafa Abdallah M, Nguyen K-H, Ebele AJ, et al (2019) A single run, rapid polarity switching method for determination of 30 pharmaceuticals and personal care products in waste water using Q-Exactive Orbitrap high resolution accurate mass spectrometry. *J Chromatogr A* 1588:68–76. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2018.12.033>
- Adhikari S, Kumar R, Driver EM, et al (2023) Occurrence of Z-drugs, benzodiazepines, and ketamine in wastewater in the United States and Mexico during the Covid-19 pandemic. *Science of The Total Environment* 857:159351. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159351>
- Aguilar LF, DeLeon P, Lindblom CE, et al (2012) *Política pública*, 2a edn.
- Almulaiky YQ, Khalil NM, El-Shishtawy RM, et al (2021) Hydroxyapatite-decorated ZrO<sub>2</sub> for  $\alpha$ -amylase immobilization: Toward the enhancement of enzyme stability and reusability. *Int J Biol Macromol* 167:299–308. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2020.11.150>
- Amaral-Silva N, Martins RC, Nunes P, et al (2017) From a lab test to industrial application: scale-up of Fenton process for real olive mill wastewater treatment. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 92:1336–1344. <https://doi.org/10.1002/jctb.5128>
- Arca-Ramos A, Eibes G, Feijoo G, et al (2018) Enzymatic reactors for the removal of recalcitrant compounds in wastewater. *Biocatal Biotransformation* 36:195–215
- Arias de la Mora R (2019) El “ciclo de las políticas” en la enseñanza de las políticas públicas. *OPERA* 137–157. <https://doi.org/10.18601/16578651.n25.08>
- Arroyo M, Acebal C, de la Mata I (2017) Biocatalisis y Biotecnología. *Biotecnología Española* 190:1–9
- Bilal M, Adeel M, Rasheed T, et al (2019a) Emerging contaminants of high concern and their enzyme-assisted biodegradation – A review. *124:336–353*. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.01.011>
- Bilal M, Ashraf SS, Barceló D, Iqbal HMN (2019b) Biocatalytic degradation/redefining “removal” fate of pharmaceutically active compounds and antibiotics in the aquatic environment. *Science of The Total Environment* 691:1190–1211. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.224>
- Bittencourt G, Porto De Souza Vandenberghe L, Martínez-Burgos et al (2023). Emerging contaminants bioremediation by enzyme and nanozyme-based processes-A review. *IScience* 26(106785)
- Bolong N, Ismail AF, Salim MR, Matsuura T (2009) A review of the effects of emerging contaminants in wastewater and options for their removal. *Desalination* 239:229–246. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.03.020>
- Cappelli F, Longoni O, Rigato J, et al (2022) Suspect screening of wastewaters to trace anti-COVID-19 drugs: Potential adverse effects on aquatic environment. *Science of The Total Environment* 824:153756. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153756>
- Chang H, Hu J, Shao B (2007) Occurrence of Natural and Synthetic Glucocorticoids in Sewage Treatment Plants and Receiving River Waters. *Environ Sci Technol* 41:3462–3468. <https://doi.org/10.1021/es062746o>
- Chang H, Wan Y, Hu J (2009) Determination and Source Apportionment of Five Classes of Steroid Hormones in Urban Rivers. *Environ Sci Technol* 43:7691–7698. <https://doi.org/10.1021/es803653j>
- Charuaud L, Jardé E, Jaffrézic A, et al (2019) Veterinary pharmaceutical residues in water resources and tap water in an intensive husbandry area in France. *Science of The Total Environment* 664:605–615. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.303>
- Chen X, Lei L, Liu S, et al (2021) Occurrence and risk assessment of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) against COVID-19 in lakes and WWTP-river-estuary system in Wuhan, China. *Science of The Total Environment* 792:148352. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148352>
- Clemente AR, Lenin E, Arrieta C (2013) Procesos de tratamiento de aguas residuales para la eliminación de contaminantes orgánicos emergentes *Processos de tratamento de águas residuárias para a*

- remoção de contaminantes orgânicos emergentes Wastewater treatment processes for the removal of emerg. *Ambiente y Agua* 8:93–103. <https://doi.org/10.4136/1980-993X>
- Cortegiani A, Ippolito M, Ingoglia G, et al (2020) Update I. A systematic review on the efficacy and safety of chloroquine/hydroxychloroquine for COVID-19. *J Crit Care* 59:176–190. <https://doi.org/10.1016/j.jcrc.2020.06.019>
- Coutinho TC, Rojas MJ, Tardioli PW, et al (2018) Nanoimmobilization of  $\beta$ -glucosidase onto hydroxyapatite. *Int J Biol Macromol* 119:1042–1051. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2018.08.042>
- Cristale J, Ramos DD, Dantas RF, et al (2016) Can activated sludge treatments and advanced oxidation processes remove organophosphorus flame retardants? *Environ Res* 144:11–18. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.10.008>
- Danisman M, Berisha A, Dagdag O, Oral A (2022) Surface modification of hydroxyapatite with enzyme-catalyzed reaction: Computation-supported experimental studies. *Mater Chem Phys* 289:126448. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.matchemphys.2022.126448>
- De Cazes M, Belleville MP, Petit E, et al (2014) Design and optimization of an enzymatic membrane reactor for tetracycline degradation. *Catal Today* 236:146–152. <https://doi.org/10.1016/j.cattod.2014.02.051>
- DOF (2004) Decreto Promulgatorio del Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes, adoptado en Estocolmo, el veintidós de mayo de dos mil uno. 3–28
- Domínguez-Guilarte OL, Ramos-Leal M, Sánchez-Reyes A, et al (2011) Biological degradation of persistent organic pollutants by white rot fungi. *Revista CENIC Ciencias Biológicas* 42:51–59
- Egea-Corbacho A, Gutiérrez S, Quiroga JM (2019) Removal of emerging contaminants from wastewater through pilot plants using intermittent sand/coke filters for its subsequent reuse. *Science of the Total Environment* 646:1232–1240. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.399>
- Escolà Casas M, Bester K (2015) Can those organic micro-pollutants that are recalcitrant in activated sludge treatment be removed from wastewater by biofilm reactors (slow sand filters)? *Science of the Total Environment* 506–507:315–322. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.10.113>
- Fihri A, Len C, Varma RS, Solhy A (2017) Hydroxyapatite: A review of syntheses, structure and applications in heterogeneous catalysis. *Coord Chem Rev* 347:48–76. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ccr.2017.06.009>
- Forero J-E, Ortiz O-P, Rios F (2005) Aplicación de procesos de oxidación avanzada como tratamiento de fenol en aguas residuales industriales de refinería. *Ciencia, Tecnología y Futuro* 3:97–109
- Foteinis S, Monteagudo JM, Durán A, Chatzisyseon E (2018) Environmental sustainability of the solar photo-Fenton process for wastewater treatment and pharmaceuticals mineralization at semi-industrial scale. *Science of the Total Environment* 612:605–612. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.277>
- Fruhirth G, Paar A, Gudelj M, et al (2002) An immobilised catalase peroxidase from the alkalothermophilic *Bacillus SF* for the treatment of textile-bleaching effluents. *Appl Microbiol Biotechnol* 60:313–319. <https://doi.org/10.1007/s00253-002-1127-0>
- Gamallo M, Eibes G, Feijoo G, et al (2017) Sequential reactors for the removal of endocrine disrupting chemicals by laccase immobilized onto fumed silica microparticles. 2422. <https://doi.org/10.1080/10242422.2017.1316489>
- García-Zamora JL, Sánchez-González M, Lozano JA, et al (2015) Enzymatic treatment of wastewater from the corn tortilla industry using chitosan as an adsorbent reduces the chemical oxygen demand and ferulic acid content. *Process Biochemistry* 50:125–133. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2014.10.012>
- García-Zamora JL, León-Aguirre K, Quiroz-Morales R, et al (2018) Chloroperoxidase-mediated halogenation of selected pharmaceutical micropollutants. *Catalysts* 8:1–16. <https://doi.org/10.3390/catal8010032>
- García-Zamora JL, Santacruz-Vázquez V, Valera-Pérez MÁ, et al (2019) Oxidation of flame retardant tetrabromobisphenol a by a biocatalytic nanofiber of chloroperoxidase. *Int J Environ Res Public Health* 16:. <https://doi.org/10.3390/ijerph16244917>
- Gasser CA, Yu L, Svojitka J, et al (2014) Advanced enzymatic elimination of phenolic contaminants in wastewater: A nano approach at field scale. *Appl Microbiol Biotechnol* 98:3305–3316. <https://doi.org/10.1007/s00253-013-5414-8>

- Gobierno de Puebla (2019) Portal de seguimiento de los Objetivos del Desarrollo Sostenible del Estado de Puebla. <http://agenda2030.puebla.gob.mx/index.php>. Accessed 2 May 2020
- Gomes DS, Santos AMC, Neves GA, Menezes RR (2019) A brief review on hydroxyapatite production and use in biomedicine. *Cerâmica* 65:282–302. <https://doi.org/10.1590/0366-69132019653742706>
- Gomez-Ruiz B, Gómez-Lavín S, Diban N, et al (2017) Efficient electrochemical degradation of poly- and perfluoroalkyl substances (PFASs) from the effluents of an industrial wastewater treatment plant. *Chemical Engineering Journal* 322:196–204. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.04.040>
- González-González RB, Sharma P, Singh SP, et al (2022) Persistence, environmental hazards, and mitigation of pharmaceutically active residual contaminants from water matrices. *Science of The Total Environment* 821:153329. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153329>
- Grandclément C, Seyssiecq I, Piram A, et al (2017) From the conventional biological wastewater treatment to hybrid processes, the evaluation of organic micropollutant removal: A review. *Water Res* 111:297–317
- Guerrero E, Aburto P, Terrés E, et al (2012) Improvement of catalytic efficiency of chloroperoxidase by its covalent immobilization on SBA-15 for azo dye oxidation. *Journal of Porous Materials* 20:.. <https://doi.org/10.1007/s10934-012-9608-8>
- Hahn RZ, Bastiani MF, Lizot L de LF, et al (2022) Long-term monitoring of drug consumption patterns during the COVID-19 pandemic in a small-sized community in Brazil through wastewater-based epidemiology. *Chemosphere* 302:134907. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134907>
- Hogg B, Schnepel C, Finnigan J, et al (2024) The impact of Metagenomics on biocatalysis. *Angewandte Chemie -International Edition* 63(21). <https://doi.org/10.1002/anie.202402316>
- Ibáñez M, Borova V, Boix C, et al (2017) UHPLC-QTOF MS screening of pharmaceuticals and their metabolites in treated wastewater samples from Athens. *J Hazard Mater* 323:26–35. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.03.078>
- Ilić Đurđić K, Ostafe R, Đurđević Đelmaš A, et al (2020) Saturation mutagenesis to improve the degradation of azo dyes by versatile peroxidase and application in form of VP-coated yeast cell walls. *Enzyme Microb Technol* 136:109509. <https://doi.org/10.1016/j.enzmictec.2020.109509>
- INECC (2017) Actualización de los documentos de orientación necesarios para la elaboración, revisión y actualización de planes nacionales de aplicación del convenio de Estocolmo sobre contaminantes orgánicos persistentes. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático, México D.F.
- Khanam W, Gaur D, Tripathi BP, Dubey NC (2024) Phenol–amine binary system as a facile approach for laccase immobilization and biocatalytic remediation. *Biochem Eng J* 209:109369. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2024.109369>
- Klemeš JJ, Fan Y van, Tan RR, Jiang P (2020) Minimising the present and future plastic waste, energy and environmental footprints related to COVID-19. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 127:109883. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.109883>
- Kuroda K, Li C, Dhangar K, Kumar M (2021a) Predicted occurrence, ecotoxicological risk and environmentally acquired resistance of antiviral drugs associated with COVID-19 in environmental waters. *Science of The Total Environment* 776:145740. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145740>
- Kuroda K, Li C, Dhangar K, Kumar M (2021b) Predicted occurrence, ecotoxicological risk and environmentally acquired resistance of antiviral drugs associated with COVID-19 in environmental waters. *Science of The Total Environment* 776:145740. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145740>
- Lemańska N, Felis E, Poraj-Kobielska M, et al (2021) Comparison of sulphonamides decomposition efficiency in ozonation and enzymatic oxidation processes. *Archives of Environmental Protection* 47:10–18. <https://doi.org/10.24425/aep.2021.136443>
- López C, Mielgo I, Moreira MT, et al (2002) Enzymatic membrane reactors for biodegradation of recalcitrant compounds. Application to dye decolourisation. *J Biotechnol* 99:249–257. [https://doi.org/10.1016/S0168-1656\(02\)00217-1](https://doi.org/10.1016/S0168-1656(02)00217-1)

- Ma XY, Wang Y, Dong K, et al (2019) The treatability of trace organic pollutants in WWTP effluent and associated biotoxicity reduction by advanced treatment processes for effluent quality improvement. *Water Res* 159:423–433. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.05.011>
- Majumder A, Gupta AK, Ghosal PS, Varma M (2021) A review on hospital wastewater treatment: A special emphasis on occurrence and removal of pharmaceutically active compounds, resistant microorganisms, and SARS-CoV-2. *J Environ Chem Eng* 9:104812. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104812>
- Margot J, Copin P-J, von Gunten U, et al (2015) Sulfamethoxazole and isoproturon degradation and detoxification by a laccase-mediator system: Influence of treatment conditions and mechanistic aspects. *Biochem Eng J* 103:47–59. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2015.06.008>
- Mhuka V, Dube S, Nindi MM (2020) Occurrence of pharmaceutical and personal care products (PPCPs) in wastewater and receiving waters in South Africa using LC-Orbitrap<sup>TM</sup> MS. *Emerg Contam* 6:250–258. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2020.07.002>
- Miklos DB, Remy C, Jekel M, et al (2018) Evaluation of advanced oxidation processes for water and wastewater treatment – A critical review. *Water Res* 139:118–131. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.03.042>
- Mirzaei R, Yunesian M, Nasseri S, et al (2018) Occurrence and fate of most prescribed antibiotics in different water environments of Tehran, Iran. *Science of The Total Environment* 619–620:446–459. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.272>
- Morales Venegas JA (2018) Evaluación de la condición ecológica del río Nexapa en la Subcuenca Chietla, Puebla, México. *Colegio de Postgraduados*
- Morales-Paredes CA, Rodríguez-Díaz JM, Boluda-Botella N (2022) Pharmaceutical compounds used in the COVID-19 pandemic: A review of their presence in water and treatment techniques for their elimination. *Science of The Total Environment* 814:152691. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152691>
- Moreira MT, Moldes-diz Y, Feijoo G (2017) applied sciences Formulation of Laccase Nanobiocatalysts Based on Ionic and Covalent Interactions for the Enhanced Oxidation of Phenolic Compounds. <https://doi.org/10.3390/app7080851>
- Morsi R, Bilal M, Iqbal HMN, Ashraf SS (2020) Laccases and peroxidases: The smart, greener and futuristic biocatalytic tools to mitigate recalcitrant emerging pollutants. *Science of the Total Environment* 714:.. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136572>
- Mousazadeh M, Kabdaşlı I, Khademi S, et al (2022) A critical review on the existing wastewater treatment methods in the COVID-19 era: What is the potential of advanced oxidation processes in combatting viral especially SARS-CoV-2? *Journal of Water Process Engineering* 49:103077. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.103077>
- Nath P, Dhillon A, Kumar K, et al (2019) Development of bi-functional chimeric enzyme (CtGH1-L1-CtGH5-F194A) from endoglucanase (CtGH5) mutant F194A and  $\beta$ -1,4-glucosidase (CtGH1) from *Clostridium thermocellum* with enhanced activity and structural integrity. *Bioresour Technol* 282:494–501. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.03.051>
- Navarro A, Herrera J, Marrugo J, et al (2014) Microcontaminantes orgánicos en los ríos de México: El caso del río Nexapa. *de Cuerpos Académicos* 49–63
- Nippes RP, Macruz PD, da Silva GN, Neves Olsen Scaliante MH (2021) A critical review on environmental presence of pharmaceutical drugs tested for the covid-19 treatment. *Process Safety and Environmental Protection* 152:568–582. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2021.06.040>
- Noyer M, Reoyo-Prats B, Aubert D, et al (2021) Corrigendum to “Particle-attached riverine bacteriome shifts in a pollutant-resistant and pathogenic community during a Mediterranean extreme storm event” [*Sci. Total Environ.* 732 (2020) 139047]. *Science of The Total Environment* 772:146259. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146259>
- Oller I, Malato S, Sánchez-Pérez JA (2011) Combination of Advanced Oxidation Processes and biological treatments for wastewater decontamination-A review. *Science of the Total Environment* 409:4141–4166. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.08.061>

- Oliveira SF, da Luz JMR, Kasuya MCM, et al (2018) Enzymatic extract containing lignin peroxidase immobilized on carbon nanotubes: Potential biocatalyst in dye decolourization. *Saudi J Biol Sci* 25:651–659. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2016.02.018>
- Ozgun H, Cicekalan B, Akdag Y, et al (2021) Comparative evaluation of cost for preliminary and tertiary municipal wastewater treatment plants in Istanbul. *Science of The Total Environment* 778:146258. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146258>
- ONU (2023) Informe de los Objetivos de Desarrollo Sostenible. 80
- PNUMA (2020) Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes. 81
- Raysyan A, Moerer R, Coesfeld B, et al (2021) Fluorescence polarization immunoassay for the determination of diclofenac in wastewater. *Anal Bioanal Chem* 413:999–1007. <https://doi.org/10.1007/s00216-020-03058-w>
- Romero Torres T, Cortinas de Nava C, Gutiérrez Avedoy VJ (2009) Diagnostico nacional sobre la situación de los contaminantes orgánicos persistentes en México, 1a edn. SEMARNAT, México
- Salas Padilla AG (2002) Gestión pública para atender la contaminación atmosférica en la zona metropolitana del valle de México (ZMVM): El caso de la Comisión Ambiental Metropolitana. Facultad Latinoamericana de Ciencias Sociales FLACSO México
- Santiago Jiménez ME (2012) Diálogo de saberes para la generación de tecnociencia socioecológicamente adecuada. *Revista Integra Educativa* 5:95–113
- Semalli K, Couvert A, Nasrallah N et al (2022) Peroxidase enzymes as green catalysts for bioremediation and biotechnological applications: A review. *Science of the Total Environment* 150500, 806. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150500>
- SEMARNAT (2007) Plan Nacional de Implementación del Convenio de Estocolmo. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Ciudad de México
- Sharun K, Tiwari R, Dhama J, Dhama K (2020) Dexamethasone to combat cytokine storm in COVID-19: Clinical trials and preliminary evidence. *International Journal of Surgery* 82:179–181. <https://doi.org/10.1016/j.ijssu.2020.08.038>
- Simazaki D, Kubota R, Suzuki T, et al (2015) Occurrence of selected pharmaceuticals at drinking water purification plants in Japan and implications for human health. *Water Res* 76:187–200. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.059>
- Solaun O, Rodríguez JG, Menchaca I, et al (2021) Contaminants of emerging concern in the Basque coast (N Spain): Occurrence and risk assessment for a better monitoring and management decisions. *Science of The Total Environment* 765:142765. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142765>
- Takagi Y, Itoh T. (2025) Advancing laccase-catalysed depolymerisation of lignocellulosic biomass with the help of ionic liquids or deep eutectic solvents. *RSC Sustainability*. <https://doi.org/10.1039/D5SU00134J>
- Tarazona J v., Martínez M, Martínez M-A, Anadón A (2021) Environmental impact assessment of COVID-19 therapeutic solutions. A prospective analysis. *Science of The Total Environment* 778:146257. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146257>
- Tibbett M, Green I, Rate A, et al (2021) The transfer of trace metals in the soil-plant-arthropod system. *Science of The Total Environment* 779:146260. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146260>
- Tijani JO, Fatoba OO, Babajide OO, Petrik LF (2016) Pharmaceuticals, endocrine disruptors, personal care products, nanomaterials and perfluorinated pollutants: a review. *Environ Chem Lett* 14:27–49. <https://doi.org/10.1007/s10311-015-0537-z>
- T.sriwong K, Matsuda T (2022) Recent Advances in Enzyme Immobilization Utilizing Nanotechnology for Biocatalysis. *Org Process Res Dev* 26:1857–1877. <https://doi.org/10.1021/acs.oprd.1c00404>
- UNEP (2013) Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs). In: United Nations Environment Programme (ed) *Encyclopedia of Corporate Social Responsibility*. Secretariat of the Stockholm Convention, Switzerland, pp 2336–2336
- Vázquez-Tapia I, Salazar-Martínez T, Acosta-Castro M, et al (2022) Occurrence of emerging organic contaminants and endocrine disruptors in different water compartments in Mexico – A review. *Chemosphere* 308:136285. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136285>

- Venegas Mata E, Naranjo Aguilar F (2010) Manual sobre el Manejo de Contaminantes Orgánicos Persistentes, 4th edn. Costa Rica
- Venkatasubbaiah M, Dwarakanadha Reddy P, Satyanarayana S v. (2020) Literature-based review of the drugs used for the treatment of COVID-19. *Curr Med Res Pract* 10:100–109. <https://doi.org/10.1016/j.cmrp.2020.05.013>
- Wennmalm Å (2019) Pharmaceuticals: Environmental Effects. In: *Encyclopedia of Environmental Health*. Elsevier, pp 142–150
- Wu J, Gao D, Wang L, et al (2024) Bioremediation of 2,4,6-trichlorophenol by extracellular enzymes of white rot fungi immobilized with sodium alginate/hydroxyapatite/chitosan microspheres. *Environ Res* 252:118937. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.118937>
- Xu R, Tang R, Liu S, et al (2015) An environmentally-friendly enzyme-based nanofibrous membrane for 3,3',5,5'-tetrabromobisphenol removal. *RSC Adv* 5:64091–64097. <https://doi.org/10.1039/C5RA09090C>
- Zdarta J, Meyer AS, Jesionowski T, Pinelo M (2019) Multi-faceted strategy based on enzyme immobilization with reactant adsorption and membrane technology for biocatalytic removal of pollutants: A critical review. *Biotechnol Adv* 37:107401
- Zhang X, Li X, Jiang Y, et al (2016) Combination of enzymatic degradation by chloroperoxidase with activated sludge treatment to remove sulfamethoxazole: performance, and eco-toxicity assessment. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology* 91:2802–2809. <https://doi.org/10.1002/jctb.4888>
- Zhou H, Lee J (2011) Nanoscale hydroxyapatite particles for bone tissue engineering. *Acta Biomater* 7:2769–2781. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.actbio.2011.03.019>
- Zhou F, Luo J, Qi B, et al (2019) Horseradish Peroxidase Immobilized on Multifunctional Hybrid Microspheres for Aflatoxin B1 Removal: Will Enzymatic Reaction be Enhanced by
- Zhang H, Zhang S, He F, et al (2016) Characterization of a manganese peroxidase from white-rot fungus *Trametes* sp.48424 with strong ability of degrading different types of dyes and polycyclic aromatic hydrocarbons. *J Hazard Mater* 320:265–277. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.07.065>
- Zhou Y, Meng J, Zhang M, et al (2019) Which type of pollutants need to be controlled with priority in wastewater treatment plants: Traditional or emerging pollutants? *Environ Int* 131:104982. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.104982>

## **CAPÍTULO III: DISEÑO METODOLÓGICO DE LA INVESTIGACIÓN**

### **Resumen**

Este capítulo describe el enfoque metodológico empleado para abordar la evaluación de la factibilidad de la implementación de una unidad de tratamiento biocatalítico a base de enzimas inmovilizadas para el tratamiento de COPs. Dada la naturaleza multidimensional del problema, se adoptó un diseño metodológico mixto que combina herramientas cualitativas y cuantitativas para responder a los diferentes objetivos específicos planteados en esta investigación.

Los métodos específicos para el desarrollo de cada objetivo particular, los cálculos empleados en cada parte del trabajo y las configuraciones experimentales se describen en los capítulos correspondientes.

### **3.1 Tipo de investigación**

Con el propósito de lograr una visión integrada de la complejidad inherente a la contaminación, tratamiento y mitigación de los COPs en la subcuenca Huaquechula, específicamente en la región de Izúcar de Matamoros, Puebla, esta investigación adoptó un diseño metodológico mixto que combina elementos cualitativos y cuantitativos.

El componente cualitativo se centra en el análisis de iniciativas gubernamentales relacionadas con la gestión de las aguas residuales, complementado con entrevistas semiestructuradas a actores clave relacionados con la operación de la PTAR, la gestión del agua a nivel municipal y la participación comunitaria. Este análisis permitió evaluar el alcance de las políticas vigentes, así como profundizar en las percepciones, experiencias y saberes locales sobre la presencia de COPs y en las aguas residuales.

Por otro lado, el componente cuantitativo integró el uso de herramientas estadísticas, informáticas y experimentales. Se diseñaron y realizaron ensayos de laboratorio utilizando muestras de agua residual tratada para identificar cualitativa y cuantitativamente la presencia de COPs, así como evaluar la eficacia del sistema enzimático inmovilizado en la remoción de COPs presentes en las aguas residuales tratadas.

## **3.2 Paradigma y enfoque epistemológico**

La presente investigación se enmarca en el paradigma constructivista, ya que el conocimiento se construye socialmente a partir de la interacción entre los sujetos y su contexto (Catalán-Vázquez & Jarillo-Soto, 2010). En este sentido, se reconoce la existencia de múltiples visiones y construcciones en torno a la presencia de COPs en las aguas residuales de la Subcuenca Huaquechula, específicamente en la región de Izúcar de Matamoros, Puebla.

Este paradigma orienta el componente cualitativo del estudio, que se apoya en herramientas hermenéuticas y dialécticas para la interpretación de las entrevistas y análisis de las iniciativas gubernamentales relacionadas con la gestión de las aguas residuales. Estas estrategias permitieron describir, interpretar y comprender la complejidad social, política y ambiental de los COPs en la zona de estudio.

Paralelamente, la investigación se sustenta en un enfoque epistemológico racionalista-realista, asociado al componente cuantitativo. Desde esta perspectiva, el conocimiento se genera mediante el uso de sistemas lógico-matemáticos, mediciones controladas y deducciones basadas en evidencia empírica (Padron, 2007) . En este caso, se recurrió a herramientas estadísticas, informáticas y experimentales para evaluar, en condiciones de laboratorio, la factibilidad técnica y económica de la propuesta biotecnológica.

La articulación de ambos enfoques permitió abordar la problemática desde una perspectiva integral, logrando reconocer las dimensiones asociadas a esta compleja realidad ambiental.

## **3.3 Caracterización de la zona de estudio**

### **3.3.1. Subcuenca Huaquechula**

La subcuenca Huaquechula se ubica al suroeste del Estado de Puebla formando parte de la región Hidrológica 18 del Río Balsas, entre las coordenadas 18°24'01" N, 19°02'30" N y 98°13'29" O, 98°41'38" O (Figura 3.1). En esta subcuenca se localiza el río Nexapa, considerado una de las corrientes superficiales de agua más contaminadas del país y que recibe aportaciones de descargas domésticas, industriales y agrícolas (Navarro et al., 2017).

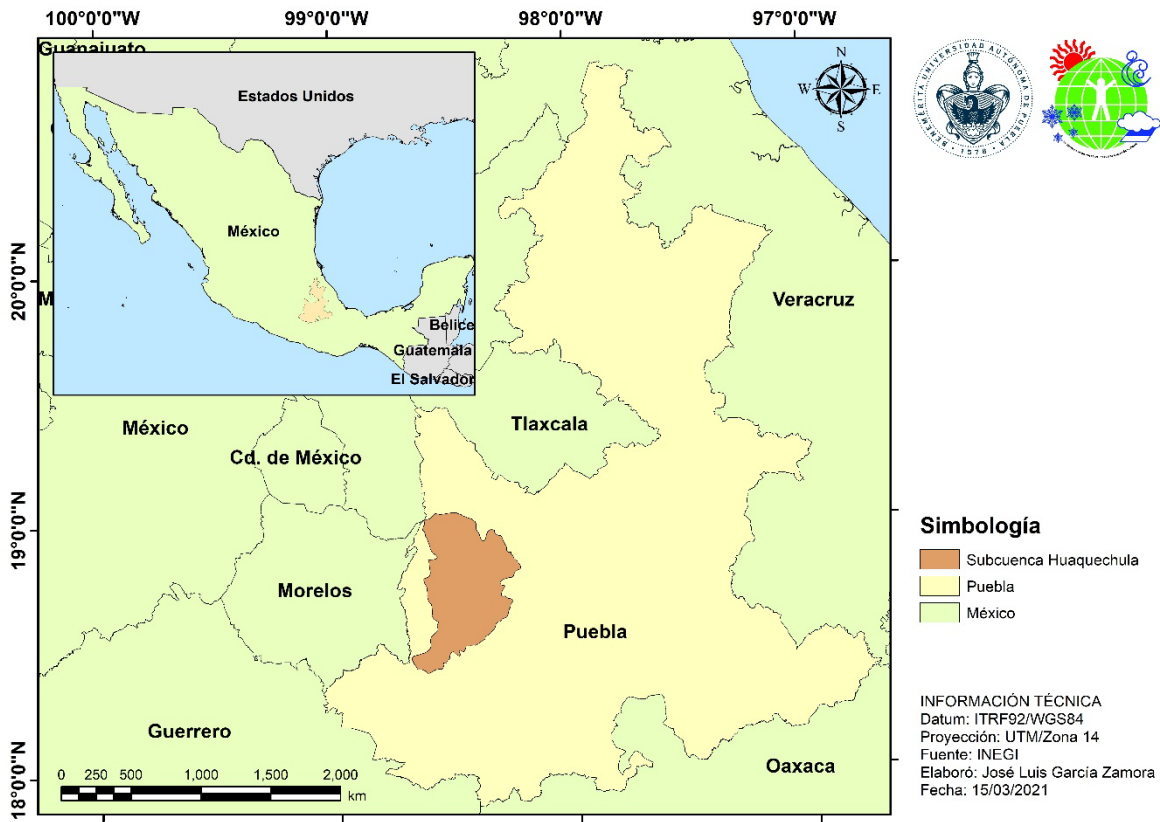
La región se caracteriza por una intensa actividad agrícola y ganadera y, en menor medida actividades industriales, lo cual ha resultado en una presión constante sobre los recursos

hídricos. Aproximadamente el 42% de las actividades económicas corresponden al sector primario, mientras que las actividades secundarias y terciarias conforman el 58% restante (Secretaría de Economía, 2024). Sumado a lo anterior, la subcuenca cuenta con gran heterogeneidad poblacional ya que, coexisten localidades rurales (< 2,500 habitantes) y urbanas (> 2,500 habitantes) siendo Atlixco e Izúcar de Matamoros los núcleos conurbados más importantes de la región (Flores Cesareo et al., 2020a). Esta diversidad provoca desigualdades en el acceso a servicios básicos, entre ellos, el tratamiento adecuado de las aguas residuales.

Como resultado del crecimiento poblacional y el desarrollo económico que se ha experimentado en la región durante los últimos años, se han generado diversas problemáticas ambientales. Entre ellas destacan los altos niveles de contaminación hídrica ocasionada principalmente por el incremento del número de descargas de aguas residuales municipales e industriales en acequias, barrancas, arroyos y ríos. Además, observan fenómenos como la contaminación atmosférica por la quema de caña y basura, la degradación de suelos por el uso excesivo de agroquímicos en las prácticas agrícolas, y una deficiente disposición de residuos sólidos urbanos, industriales. Estas condiciones han favorecido la acumulación y presencia de COPs y otros contaminantes emergentes a lo largo de la subcuenca Huaquechula, agravando el deterioro general de la región.

De acuerdo con datos de (Navarro et al., 2017), el 94% del agua extraída en la subcuenca se destina a uso agrícola, mientras que el 6% restante se distribuye entre usos públicos, urbanos, doméstico e industrial. Esta alta demanda hídrica combinada con prácticas poco sostenibles intensifica la presión sobre los cuerpos de agua, disminuye la disponibilidad y calidad del recurso y, genera conflictos en su gestión.

Para atender parte de esta problemática ambiental, en la subcuenca Huaquechula se instalaron 15 PTAR, de las cuales sólo 7 continúan activas y dan tratamiento a las aguas residuales de los municipios de Atlixco, Chietla, Epatlán, Izúcar de Matamoros, Tlapanalá, Tochmilco y Xochiltepec (SEMARNAT, 2015). Esta cobertura limitada impide un tratamiento adecuado de los caudales generados en la región.



**Figura 3.1. Localización de la subcuenca Huaquechula (Elaboración propia, 2021).**

Como en el resto del país, durante la pandemia de COVID-19, la situación ambiental en la subcuenca se vio aún más comprometida por el incremento en el uso de productos farmacéuticos, sanitizantes y plásticos de un solo uso. Muchos de estos residuos ingresaron a los sistemas de alcantarillado o fueron vertidos directamente a cuerpos de agua, acentuando la presencia de contaminantes emergentes y COPs. Este contexto puso en evidencia las debilidades estructurales de los sistemas de saneamiento regional y la urgente necesidad de incorporar tecnologías más eficientes frente a nuevas cargas de contaminantes.

Dado que la PTAR Izúcar de Matamoros, trata aproximadamente el 40% del total de las aguas residuales generadas en esta región (Morales Venegas, 2018b), esta PTAR no solo representa uno de los principales puntos de saneamiento, sino que también ofrece una oportunidad para evaluar la factibilidad de implementar soluciones biotecnológicas que puedan escalarse posteriormente a otras localidades dentro de la misma subcuenca. Por esta razón, el enfoque metodológico de esta investigación se centra en la PTAR Izúcar de

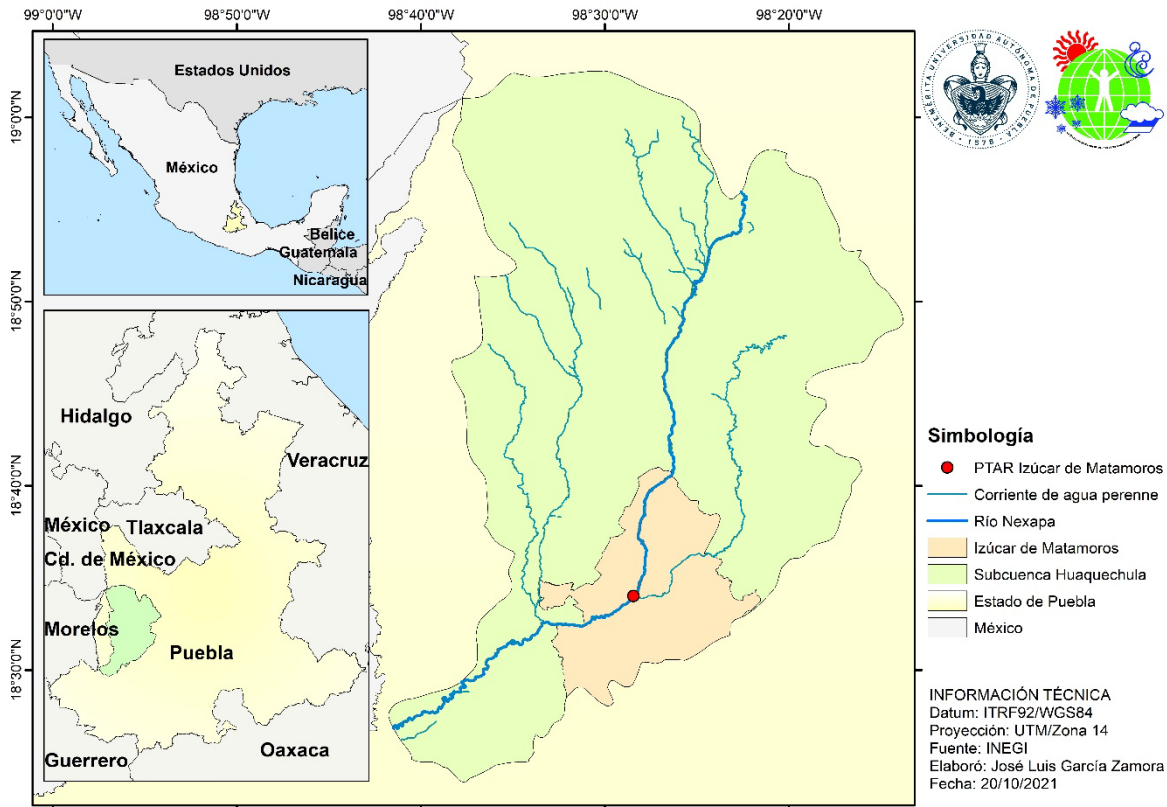
Matamoros como modelo representativo de las condiciones y retos del tratamiento de aguas residuales en la región.

### **3.3.2. Planta de tratamiento de aguas residuales Izúcar de Matamoros**

El municipio de Izúcar de Matamoros se ubica al sur de la Subcuenca Huaquechula en el suroeste del Estado de Puebla. Es considerado el segundo centro urbano más importante dentro de la Subcuenca Huaquechula, solo debajo del municipio de Atlixco (Flores Cesareo et al., 2020a). Su localización geográfica y su peso poblacional, económico y político lo convierten en un municipio clave para el análisis de la gestión del agua y del tratamiento de aguas residuales en la región. La dinámica urbana del municipio está marcada por un crecimiento poblacional del 13.8% y procesos de conurbación con localidades cercanas (Ortega Vázquez et al., 2023).

En términos hídricos, Izúcar de Matamoros cuenta con una PTAR para el saneamiento de las aguas residuales (Figura 3.2). A pesar de contar con PTAR que representa una de las más importantes en la subcuenca por su capacidad instalada, existen desafíos técnicos y operativos que condicionan su funcionamiento. Esta planta trata aproximadamente el 40% del total de aguas residuales generadas en la subcuenca, lo que le confiere un papel relevante dentro del sistema regional de saneamiento.

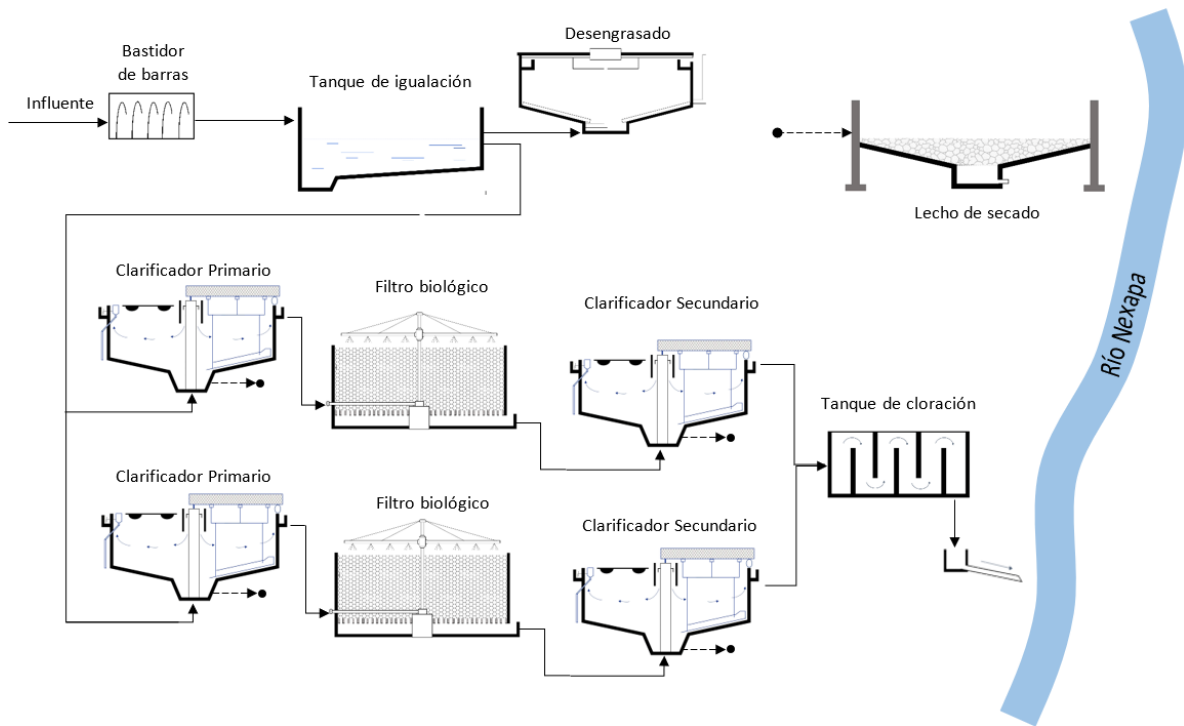
La elección de Izúcar de Matamoros como modelo de estudio responde a varios criterios metodológicos: por un lado, genera el 40% de aguas residuales de la región; por otro, su planta representa una infraestructura crítica para el control de contaminantes, incluidos los contaminantes orgánicos persistentes (COPs), cuya presencia ha sido documentada en la zona. Además, su localización dentro de una subcuenca con fuerte presión agrícola y urbana permite analizar el funcionamiento de la planta en un contexto de alta carga contaminante, lo que resulta útil para evaluar la factibilidad de incorporar nuevas tecnologías como la biocatálisis enzimática.



**Figura 3.2. Localización de la PTAR Izúcar de Matamoros en la subcuenca Huaquechula**  
 (Elaboración propia, 2021).

La PTAR fue diseñada para cumplir con la norma nacional NOM-001-SEMARNAT-1996 que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación (NOM-001-SEMARNAT-1996, Que Establece Los Límites Máximos Permisibles de Contaminantes En Las Descargas de Aguas Residuales En Aguas y Bienes Nacionales, 2003). La PTAR está configurada para el tratamiento de aguas residuales municipales y consta de dos trenes de tratamiento idénticos, operados en paralelo con una capacidad total de  $5400 \text{ L min}^{-1}$  (Figura 3.3).

El proceso de tratamiento consta de un pretratamiento para eliminar la arena y la grasa, seguido de un tanque de sedimentación primaria con un tiempo de retención hidráulica de 120 minutos. Luego, el agua libre de sólidos se dirige a un filtro biológico para reducir la demanda biológica de oxígeno (DBO) y los niveles de nitrógeno y fósforo. El exceso de lodo se elimina mediante un clarificador secundario y se transporta a un lecho de secado para su eliminación. Las aguas residuales tratadas se desinfectan mediante la adición de hipoclorito de sodio para eliminar patógenos antes de ser descargadas en el río Nexapa (García-Zamora, 2019)



**Figura 3. 3. Diagrama de Flujo de Proceso de la PTAR Izúcar de Matamoros, Puebla**  
(fuente: García-Zamora, 2019)

Así, el análisis del municipio y su planta no solo permite contextualizar las condiciones locales, sino que también ofrece un punto de partida para diseñar estrategias replicables en otros municipios de la subcuenca Huaquechula con características similares.

### 3.4 Análisis cualitativo de la política pública sobre aguas residuales con COPs

#### 3.4.1. Identificación de Iniciativas de ley

Se realizó una investigación descriptiva de corte cualitativo con el propósito de recopilar información empírica que permitiera analizar las políticas públicas relacionadas con la contaminación de aguas residuales que contienen COPs. Para ello, se identificaron y revisaron iniciativas legislativas federales presentadas por la Comisión de Recursos Hidráulicos, Agua Potable y Saneamiento, la Comisión de Medio Ambiente, Sustentabilidad, Cambio Climático y Recursos Naturales y la Comisión de Salud de las LXIV y la LXV Legislaturas de la Cámara de Diputados en el periodo 01 de septiembre de 2018 hasta el 15 de mayo de 2023. Esta revisión permitió examinar el enfoque legislativo actual en torno al tratamiento de aguas residuales y la regulación de COPs en México.

### **3.4.2. Análisis de la política pública**

Para continuar con el análisis de la política pública se realizó mediante la metodología de Mapeo de Actores (Jaramillo, 2016), lo cual permitió identificar y clasificar a los actores involucrados en la problemática de la contaminación por COPs en aguas residuales. Se utilizó un muestreo no probabilístico por conveniencia, buscando asegurar la representación de los sectores académico, institucional y social.

Para la recolección de información se diseñaron tres guías de entrevista semiestructurada, para cada tipo de actor. Las entrevistas se realizaron entre marzo a septiembre de 2021 a través de la plataforma Google Meet, dadas las restricciones sanitarias impuestas por los gobiernos locales debido al alto número de contagios del virus SARS-CoV-2.

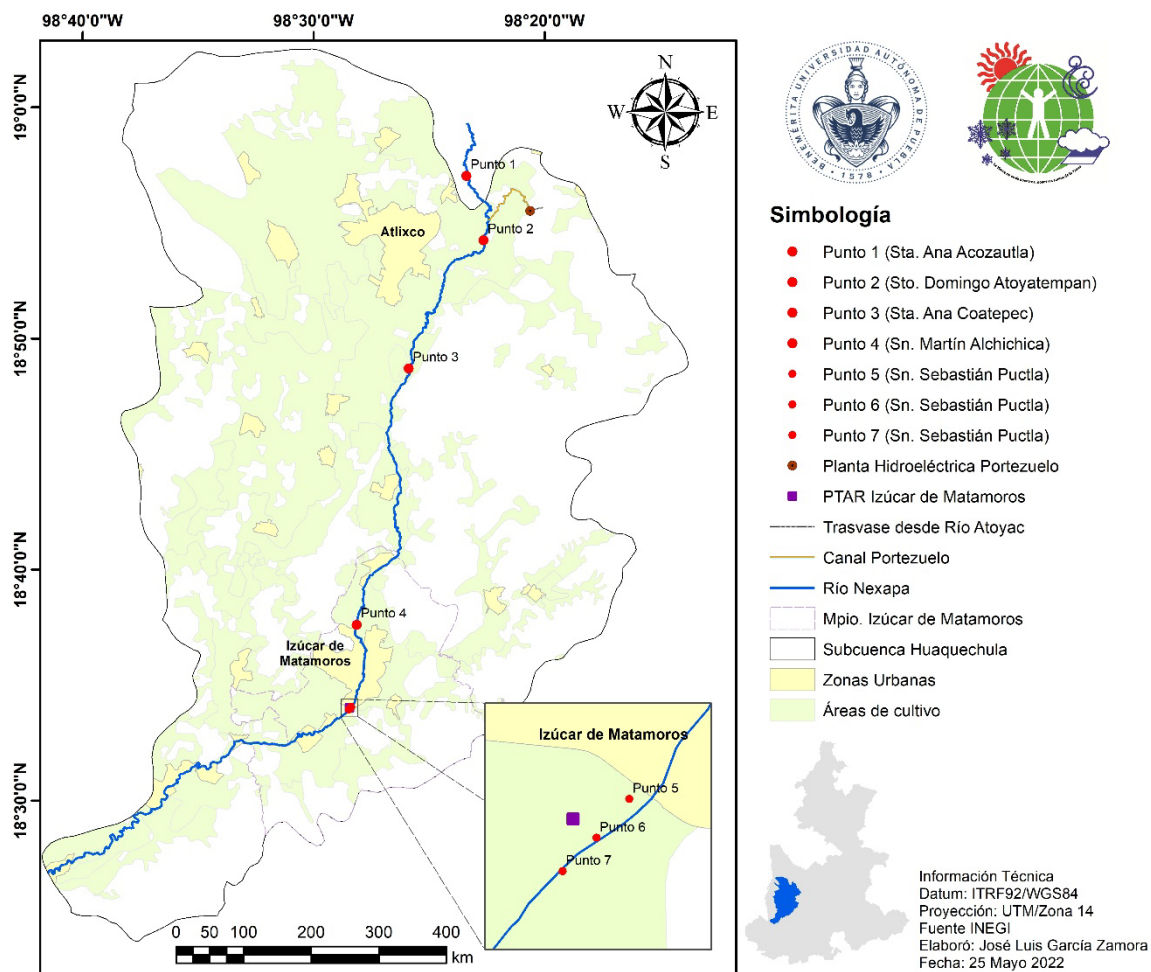
La información recopilada permitió enriquecer el análisis institucional y contextual de las políticas públicas en torno a los COPs y el tratamiento de las aguas residuales.

### **3.5. Muestreo y caracterización de muestras de agua**

Se recolectaron muestras de agua de la subcuenca Huaquechula y del efluente de la PTAR Izúcar de Matamoros de acuerdo con las Normas Mexicanas NMX-AA-014-1980 para el muestreo de cuerpos de agua receptores (NMX-AA-014-1980, Muestreo de Cuerpos Receptores, 1980) y NMX-AA-003-1980 para el muestreo de aguas residuales (NMX-AA-003-1980, Muestreo de Aguas Residuales, 1980). Los muestreos se realizaron a lo largo de la subcuenca Huaquechula en 7 puntos estratégicos, mostrados en la Figura 3.4.

Se realizaron cuatro campañas de muestreo en los meses de enero, mayo, agosto y noviembre de 2022 para cubrir las estaciones de estiaje, lluvias y periodos de transición. Las muestras fueron preservadas durante el transporte en un baño de hielo y posteriormente almacenada a 4°C hasta su empleo en caracterización fisicoquímica o extracción en fase sólida (únicamente puntos 6 y 7 de la Figura 3.4).

Las muestras de agua se caracterizaron de acuerdo con los indicadores de calidad de agua establecidos por CONAGUA y los parámetros de la NOM-001-SEMARNAT-2021 (NOM-001-SEMARNAT-2021, Que Establece Los Límites Permisibles de Contaminantes En Las Descargas de Aguas Residuales En Cuerpos de Agua Receptores Propiedad de La Nación, 2022), que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación.



**Figura 3. 4. Localización de los puntos de muestreo en la subcuenca Huaquechula (Elaboración propia, 2022).**

### 3.6. Materiales y reactivos

Todos los reactivos fueron adquiridos a través de proveedores comerciales. Los estándares de acetaminofén (ACP), albendazol (ALB), cloroquina (CQ), dexametasona (DEX), diclofenaco (DF), hidroxiclороquina (HCQ) e ivermectina (IVM) con pureza mayor al 98.5% fueron adquiridos de Sigma -Aldrich (EE. UU.)

Para las disoluciones buffer y medios de reacción se emplearon hidrogeno fosfato de sodio anhidro ( $\text{NaH}_2\text{PO}_4$ ,  $\geq 99\%$ ), dihidrogeno fosfato de sodio monohidratado ( $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O} \geq 99\%$ ) así como el ácido acético ( $\text{CH}_3\text{COOH}$ , 99.8%) fueron adquiridos de Fermont. El acetato de sodio ( $\text{CH}_3\text{COONa}$ , 99%) y cloruro de potasio (KCl, 99.5 %) de Técnica Química, mientras que el peróxido de hidrógeno ( $\text{H}_2\text{O}_2$ , 30%) de Química Mercurio y el ácido fosfórico ( $\text{H}_3\text{PO}_4$ , 98%) de Karal.

En la inmovilización enzimática se utilizó la enzima Cloroperoxidasa (CPO) del hongo *Leptoxyphium fumago*, con valor  $R_z = 1.25$  y actividad de 12 kU/mL empleando monoclorodimedona como sustrato. Por otro lado, la Hidroxiapatita ( $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$ , HAp) fue donada por la Dra. María Josefina Robles Águila, del Centro de Investigación en Dispositivos Semiconductores del Instituto de Ciencias ICUAP.

Para la caracterización fisicoquímica del agua residual se utilizaron los test colorimétricos de HANNA® Instruments en la determinación de la demanda química de oxígeno (DQO, HI-93754B-25), oxígeno disuelto (OD, HI-93732), nitratos ( $\text{NO}_3^-$ , HI-93728), fosfatos ( $\text{PO}_4^{3-}$ , HI-93713), sulfatos ( $\text{SO}_4^{2-}$ , HI-93751) y de los iones metálicos magnesio ( $\text{Mg}^{2+}$ , HI-937520), hierro ( $\text{Fe}^{3+}$ , HI-93746), níquel ( $\text{Ni}^{2+}$ , HI-93740) y calcio ( $\text{Ca}^{2+}$ , HI-937521).

En la filtración de agua se emplearon filtros de membrana PTEF, 0.45  $\mu\text{m}$  de la marca MERC, mientras que para la extracción en fase sólida se emplearon los cartuchos Supel™ Swift HLB SPE, 200 mg, 6 mL de la marca Supelco

### **3.7. Métodos instrumentales**

Para la caracterización y análisis cuantitativo de los PhCs seleccionados, así como para la evaluación de parámetros fisicoquímicos generales en muestras de agua residual y muestras modelo de agua, se utilizaron distintos instrumentos especializados de laboratorio y campo descritos en el apartado 3.7.1. Estos equipos permitieron obtener datos confiables en las determinaciones fisicoquímicas básicas, espectrofotométricas y cromatográficas.

#### **3.7.1. Análisis fisicoquímico básico**

Para la determinación de parámetros generales de calidad del agua, tanto en campo como en el laboratorio, se utilizaron los siguientes instrumentos:

- Fotómetro multiparámetro HI 83099 (HANNA Instruments), equipado con una lámpara de tungsteno y detector de silicio con filtro de interferencia y precisión fotométrica de  $\pm 1.0\%$  de la lectura.
- Digestor HI 839800 (HANNA Instruments) de temporizador programable y capacidad para 25 viales, dos ajustes de temperatura predefinidos ( $105\text{ }^\circ\text{C}$  y  $150\text{ }^\circ\text{C}$ ) y precisión de  $\pm 2\text{ }^\circ\text{C}$ .

- Medidor de pH de mesa pH 700 (Oakton) con resolución de 0.01 unidades de pH (UpH) y compensación automática de temperatura. Equipado con un electrodo de membrana Unitrode 6.0259.100 (Metrohm).
- Medidor portátil PC16 (Conductronic) con resolución de 0.01 UpH, 0.1 mg/L para SDT y 0.1 °C para temperatura respectivamente. Equipado con un electrodo de pH P100C-BNC, celda de conductividad C1-Mono y sensor de temperatura ST11-Mono.
- Medidor multiparamétrico HQ40D (Hach) con una exactitud de  $\pm 0.5\%$  de la lectura un  $\mu\text{S cm}^{-1}$  y equipado con sonda de conductividad Intellical CDC401.

### **3.7.2. Análisis espectrofotométrico**

Para los ensayos iniciales de degradación de PhCs, determinación de los parámetros cinéticos e inmovilización enzimática se emplearon las técnicas espectrofotométricas UV-Vis y espectrofotometría de emisión de fluorescencia.

La espectrofotometría UV-Vis se llevó a cabo utilizando un espectrofotómetro Varian Cary 50 Bio, de haz simple, equipado con una lámpara de Xenón (200 – 800 nm) y detector de diodos de silicio. Todos los análisis se realizaron en celda de cuarzo de 1 cm de paso óptico.

Para los análisis de fluorescencia, se utilizó un espectrofotómetro de fluorescencia Varian Cary Eclipse, equipado con una lámpara de Xenón de 15 W y monocromadores Czerny-Turner. Todos los análisis se realizaron en celda de cuarzo de 1 cm de paso óptico.

### **3.7.3. Análisis cromatográfico**

La detección y cuantificación de los PhCs seleccionados se llevó a cabo mediante cromatografía líquida de alta resolución acoplada a arreglo de diodos y espectrometría de masas (LC/DAD/MS). Se utilizó un cromatógrafo serie 1260 de Agilent Technologies (Santa Clara, CA, EE. UU.).

La separación se realizó con una columna Phenomenex Luna C18 (4.6 × 250 mm, 5  $\mu\text{m}$ ), empleando fases móviles de agua (A) y acetonitrilo (B), ambas con 0.1% de ácido fórmico (v/v). El gradiente de elución inició con 10% A durante 2 minutos, incrementándose linealmente a 90% A durante 20 minutos, regresando a 10% A por 10 minutos, seguidos por un periodo de reacondicionamiento de 10 minutos a esta misma condición. El tiempo total de análisis fue de 42 minutos.

La detección se realizó mediante un detector de arreglos de diodos (DAD) a 244 nm y un ESI-QTOF-MS 6520 que operó en modo de ionización positiva y negativa. Los parámetros de la fuente incluyeron: voltaje del fragmentador de 175 V, voltaje del capilar de 3,500 V, temperatura del gas de 350 °C, flujo de nitrógeno de 11 L/min y presión del nebulizador de 60 PSI. El análisis MS/MS se efectuó con una energía de colisión de 30 V.

### **3.8. Software**

Los datos se procesaron empleando herramientas especializadas para el análisis estadístico y modelado, según los requerimientos técnicos de cada fase de la investigación:

Para la visualización y ajuste de datos experimentales se utilizó OriginPro®, Versión 2024b (10.1.5.132, Learning Edition).

En el diseño de experimentos, análisis multivariado y pruebas estadísticas avanzadas, se empleó Minitab® 19, versión 19.1.

Para la estimación de la toxicidad acuática, estimación de las propiedades fisicoquímicas y el comportamiento ambiental de los PhCs evaluados, se utilizaron las herramientas desarrolladas por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos EPI Suite™ y ECOSAR v1.11.

Por su parte, la georeferenciación, delimitación de la zona de estudio y la elaboración de los mapas temáticos fueron realizados con ayuda de ArcGIS Desktop v10.5 (10.5.0.6491)

Finalmente, los balances de materia y energía, así como el modelado de la unidad de tratamiento se realizó con Aspen HYSYS V8.8.

### 3.9. Referencias

- Catalán-Vázquez M, Jarillo-Soto EC (2010) Paradigmas de investigación aplicados al estudio de la percepción pública de la contaminación del aire. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 26:165–178
- Flores Cesareo JC, González AB, López SV, et al (2020) Soil use cartography in the subcuenca huaquechula, Puebla, Mexico, with a combined index of satellite images. *Investigaciones Geograficas*. <https://doi.org/10.14350/rig.59914>
- García-Zamora JL (2019) Nanofibras biocatalíticas de quitosano para la degradación de retardantes de flama como contaminantes orgánicos persistentes. Tesis de Maestría, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla
- Jaramillo SS (2016) Identificando a los protagonistas: el mapeo de actores como herramienta para el diseño y análisis de políticas públicas. *Gobernar: The Journal of Latin American Public Policy and Governance* 1. <https://doi.org/10.22191/gobernar/vol1/iss1/4>
- Morales Venegas JA (2018) Evaluación de la Condición Ecológica del Río Nexapa en la Subcuenca Chietla, Puebla, México. Tesis de Maestría, Colegio de Postgraduados
- Navarro AE, Herrera JA, Morales L (2017) Los niveles de microcontaminantes orgánicos explican una muerte masiva de peces en el Río Atoyac, Puebla, México. *Avances en Ciencias e Ingeniería* 8:15–23
- Ortega Vázquez M, Torres Ramírez E, Ramírez Torreblanca MI (2023) Análisis socioecológico de la planta de tratamiento de aguas residuales de Izúcar de Matamoros empleando el marco de referencia DPSIR. *Revista Latinoamericana el Ambiente y las Ciencias* 14:10–26
- Padron J (2007) Tendencias Epistemológicas de la investigación científica en el siglo XXI. *Revista de Epistemología de Ciencias Sociales* 1–28
- SECOFI (1980a) NMX-AA-014-1980, Muestreo de Cuerpos Receptores. Secretaría de Economía
- SECOFI (1980b) NMX-AA-003-1980, Muestreo de aguas residuales. Secretaría de Economía, México
- Secretaría de Economía (2024) Data México - Izúcar de Matamoros. In: Gobierno de México. <https://www.economia.gob.mx/datamexico/es/profile/geo/izucar-de-matamoros?redirect=true#economy>. Accessed 1 May 2024
- SEMARNAT (2015) Inventario Nacional de Plantas Municipales de Potabilización y de Tratamiento de Aguas Residuales en Operación. Ciudad de México
- SEMARNAT (2003) NOM-001-SEMARNAT-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México
- SEMARNAT (2022) NOM-001-SEMARNAT-2021, que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos de agua receptores propiedad de la nación. *Diario Oficial*, México

# **CAPÍTULO IV: CARACTERIZACIÓN BIOFÍSICA DE LA SUBCUENCA HUAQUECHULA Y SU RELACIÓN CON LA CONTAMINACIÓN HÍDRICA.**

## **Resumen**

En este capítulo se presenta la caracterización biofísica de la subcuenca Huaquechula para comprender cómo su dinámica ambiental influye en los procesos de contaminación. Para ello, se usaron herramientas de sistemas de información geográfica, información climática, hidrológica, morfométrica de la región y parámetros de la calidad del agua. Entre los hallazgos encontrados se destacan procesos de escorrentía y transporte de contaminantes, así como la influencia de la PTAR Izúcar de Matamoros en la contaminación del río Nexapa. Por su parte, el análisis de componentes principales permitió relacionar la dinámica ambiental con la contaminación, evidenciando así la necesidad de generar estrategias de gestión integral de los recursos hídricos en la región.

## **4.1. Introducción**

Comprender las dinámicas biofísicas de una cuenca hidrográfica es un paso fundamental para identificar los factores que condicionan la calidad del recurso hídrico, así como para proponer estrategias efectivas en para su manejo y conservación (SEMARNAT, 2013). Estas dinámicas, influenciadas por elementos como la topografía, el clima, el tipo de suelo y la cobertura vegetal, determinan en gran medida los procesos de escurrimiento, infiltración y transporte de contaminantes (Hinestroza Lloreda et al., 2024)

En regiones donde las precipitaciones se concentran en pocos meses y las pendientes son pronunciadas, como ocurre en varias zonas del país, los procesos de escorrentía rápida, erosión y arrastre de materiales son frecuentes. Esta situación se agrava cuando se combina con actividades humanas intensivas, como la agricultura, el desarrollo urbano desordenado y la falta de infraestructura adecuada para el tratamiento de aguas residuales, factores que afectan directamente la calidad del agua (Hinestroza Lloreda et al., 2024)

La subcuenca Huaquechula, ubicada en este tipo de contexto, representa un caso de estudio relevante para analizar estas dinámicas ambientales. Sus características biofísicas, junto con la presión constante de las actividades humanas, la convierten en un espacio ideal para observar cómo se manifiestan y combinan los procesos de contaminación en cuerpos de agua superficiales

En este contexto, la subcuenca Huaquechula representa un caso de estudio relevante para analizar estas dinámicas ambientales. Sus características biofísicas, su diversidad climática junto con la presión constante de las actividades humanas que se desarrollan en la región, la convierten en un espacio para estudiar la manifestación de las dinámicas que contribuyen a los procesos de contaminación en sus cuerpos de agua superficiales.

Dentro de este sistema, las PTAR juegan un papel fundamental en la regulación de la calidad del agua. En la región existen varias instalaciones de este tipo, con distintos niveles de operación y cobertura, que en conjunto influyen en el estado ambiental de los cuerpos de agua superficiales. En este sentido, la PTAR Izúcar de Matamoros destaca por su ubicación y su influencia directa sobre río Nexapa al tratar hasta el 40% de las aguas residuales municipales de la región (Morales Venegas 2018b).

El funcionamiento intermitente de la esta PTAR, así como la limitada eficacia en tratamiento de las aguas residuales, han sido señalados como factores clave en la presión ambiental que enfrenta el sistema hídrico (García-Zamora 2019; Ortega Vázquez et al., 2023; Navarro Frómata and Aviña 2023). Por ello, en este capítulo se señala la influencia de la PTAR Izúcar de Matamoros, sin dejar de reconocer que forma parte de una red más amplia de infraestructura de saneamiento en la región.

Ante esta complejidad, se hace necesario el uso de herramientas analíticas que permitan comprender las interacciones entre variables antrópicas y naturales. En este sentido, el análisis de componentes principales (ACP) ha demostrado ser una técnica eficaz para reducir la complejidad de los datos experimentales, identificar patrones y establecer relaciones entre múltiples variables (García-Alvarez & Fuente, 2011). Su aplicación en estudios ambientales ha facilitado la identificación de fuentes de contaminación, ya sea de origen puntual o difuso (Olsen et al., 2012; Ibrahim et al., 2023; Rahman et al., 2024)

En el caso particular de la subcuenca Huaquechula, el ACP permitió relacionar los datos fisicoquímicos del agua con las características biofísicas del territorio, identificando patrones espaciales y temporales de contaminación. Así, este capítulo se enfoca en analizar la dinámica de la contaminación hídrica en esta subcuenca, integrando información biofísica, antrópica y estadística para ofrecer una explicación de los procesos que afectan la calidad del agua en esta región.

## **4.2. Materiales y Métodos**

Para la determinación de los factores ambientales que contribuyen a la contaminación y mitigación de COPs, se realizó una caracterización biofísica de la subcuenca Huaquechula mediante el análisis de información geográfica y estadística del Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI), de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) y el empleo de sistemas de información geográfica; por otra parte, los valores de los parámetros resultantes de la caracterización de las muestras ambientales indicada en la sección 3.5 del Capítulo 3, fueron tratados mediante análisis de componentes principales (ACP) para encontrar la posible relación de mitigación o contribución a la contaminación por COPs. De forma análoga estos parámetros fueron comparados con lo establecido en la NOM-001-SEMARNAT-2021.

### **4.2.1. Caracterización Biofísica**

La recopilación bibliográfica y cartográfica de las condiciones biofísicas de la zona, se basó en la búsqueda de toda la información disponible, obtenida de diversos medios como publicaciones, informes, mapas cartográficos a diferentes escalas (1:250 000, 1:1,000,000 y 1:4,000,000) y mapas temáticos de fisiografía, geología, edafología, clima, vegetación y uso de suelo, así como datos básicos hidrológicos, climáticos y geológicos; estadísticas y Sistemas de Información Geográfica (SIG) publicados por el Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI) y la Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad (CONABIO).

#### *4.2.1.1. Modelo Digital de Elevación*

Se utilizó ArcGis Desktop 10.5 versión 10.5.06491 para la construcción del modelo digital de elevación con base en curvas de nivel cada 20 metros. Dicho modelo permitió determinar los parámetros geomorfométricos de la cuenca.

#### *4.2.1.2. Forma de la subcuenca*

Se determinó el área, perímetro y longitud de la subcuenca Huaquechula con ayuda de ArcGis Desktop 10.5. Mientras que el Índice de compacidad ( $I_c$ ) se determinó de acuerdo con la Ecuación 4.1. Una vez obtenido el  $I_c$ , se determinó la forma de la cuenca y el índice de forma de la cuenca dada por la Ecuación 4.2.

Índice de compacidad ( $I_c$ )  $I_c = 0.282 \frac{P}{\sqrt{A}}$  Ecuación 4.1

Índice de forma de la cuenca ( $R_f$ )  $R_f = \frac{A}{La^2}$  Ecuación 4.2

Donde: **P** es el perímetro de la cuenca en km, **A** es el área de la cuenca en km<sup>2</sup> y **La** es la longitud de la cuenca en km.

#### 4.2.1.3. *Relieve*

Los parámetros de relieve son determinantes en la oferta hídrica y el movimiento del agua a lo largo de la cuenca por lo que se determinó la altura media de la cuenca y la elevación, así como el relieve el cual se considera como la diferencia entre la altura mayor y la altura menor de la cuenca; así mismo, se obtuvo la pendiente media de la cuenca, la cual se define como el valor medio del declive del terreno y la inclinación. Y finalmente, dentro de estos parámetros, se obtuvo la curva hipsométrica, considerada como una representación gráfica de la variación altitudinal de una cuenca (Racca, 2007).

#### 4.2.1.4. *Parámetros hidrográficos*

Se determinó el número, orden y longitud de los escurrimientos, densidad hidrológica y de drenaje, relación de bifurcación y tiempo de concentración de la cuenca. Los cuales representan los parámetros hidrográficos más importantes para la comprensión de la dinámica hidrológica al interior de la cuenca. Las expresiones de estos parámetros se muestran en las Ecuaciones 4.3 – 4.6.

Densidad de drenaje ( $D_d$ ):  $D_d = \frac{Le}{A}$  Ecuación 4.3

Densidad hidrológica ( $C_f$ ):  $C_f = \frac{N_w}{A}$  Ecuación 4.4

Relación de bifurcación de Horton ( $R_B$ ):  $R_B = \frac{N_i}{N_{i+1}}$  Ecuación 4.5

Tiempo de concentración ( $T_c$ ):  $T_c = \left( \frac{0.87 \times L^3}{Da} \right)^{0.385}$  Ecuación 4.6

Donde: **Le** es la longitud de los escurrimientos en km, **A** es el área de la cuenca en km<sup>2</sup>, **N<sub>w</sub>** es el número de escurrimientos en la zona de estudio, **N<sub>i</sub>** número de causas de orden N, **L** es la longitud de la corriente principal en km y **Da** es la diferencia entre las alturas máxima y mínima en la zona de estudio.

#### 4.2.1.5. Parámetros climáticos

Para la caracterización y diagnóstico climático se consultó la red de estaciones meteorológicas ubicadas dentro de la subcuenca y a una distancia máxima de 20 km fuera de subcuenca Huaquechula (**ANEXO I**) de donde se obtuvieron los registros históricos precipitación y temperatura.

Con la información de precipitación mensual obtenida se calculó el promedio mensual y anual de precipitación de cada estación meteorológica. Posteriormente se utilizó el software ArcGis 10.05 para obtener el modelo de precipitación en la subcuenca por el método de Kriging y reclasificación para obtener las isoyetas correspondientes.

De manera análoga se obtuvo la información mensual de temperaturas de cada estación meteorológica. Posteriormente se obtuvo la temperatura media anual de cada estación y se generó un modelo de correlación entre la elevación de la estación meteorológica y la temperatura media anual.

#### 4.2.1.6. Estimación de escurrimientos

El volumen medio anual de escurrimiento natural se determinó aplicando el método indirecto de precipitación-escurrimiento del Apéndice Normativo A de la Norma Oficial Mexicana NOM-011-CONAGUA-2015 el cual fue alimentado con los datos de las estaciones mostradas en el **ANEXO I**. El coeficiente de escurrimiento se obtuvo a partir de la información de los mapas de edafología y uso de suelo y vegetación. Los suelos se clasificaron de acuerdo con la norma NOM-011-CONAGUA-2015 (NOM-001-CONAGUA-2015. Conservación Del Recurso Agua, Que Establece Las Especificaciones y El Método Para Determinar La Disponibilidad Anual de Las Aguas Nacionales, 2015): tipo A (suelos permeables); tipo B (suelos medianamente permeables), y tipo C (suelos casi impermeables). Tomando en cuenta el uso de suelo, se obtuvo el coeficiente de permeabilidad ( $k$ ) en función del tipo y uso de suelo

Asignado el parámetro  $k$ , se obtuvo el coeficiente de escurrimiento anual ( $C_e$ ) con las siguientes expresiones:

$$\text{Si } k \leq 0.15 \quad C_e = k \frac{(P - 250)}{2000} \quad \text{Ecuación 4.7}$$

$$\text{Si } k > 0.15 \quad C_e = k \frac{(P - 250)}{2000} + \frac{(k - 0.15)}{1.5} \quad \text{Ecuación 4.8}$$

Donde: **Ce** es el coeficiente de escorrentía, **k** es el coeficiente de permeabilidad y **P** es la precipitación media anual.

#### 4.2.1.7. *Estimación de las alteraciones hidrológicas*

Con base en la metodología hidrológica del Apéndice Normativo B e la NMX-AA-159-SCFI-2012 (NMX-AA-159-SCFI-2012. Que Establece El Procedimiento Para La Determinación Del Caudal Ecológico En Cuencas Hidrológicas, 2012), se determinó la alteración del régimen hidrológico natural. Para ello, se utilizó la información de la estación hidrométrica número 18148 del Banco Nacional de Aguas Superficiales de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA, 2021).

Se emplearon datos del gasto medio mensual, expresados como caudales anuales en  $m^3 s^{-1}$ , correspondientes a un periodo de 36 años (de 1963 a 1999). A partir de esta información, se generó un hidrograma que permitió identificar el régimen hidrológico natural (RHN) y el régimen hidrológico alterado (RHA) anual. Así mismo, se calcularon los percentiles 10 (P10) y 90 (P90) para cada mes del año y para cada año en ambas series (RHN y RHA).

Finalmente, se verificó tanto a nivel mensual y anual, que los caudales actuales se encontraran contenidos en el régimen de caudal natural, es decir, entre los valores de P10 y P90 del RHN. Se consideró que el régimen no presentaba alteración hidrológica significativa presentaba cumplimiento superior al 50%, en caso contrario, se consideró como alterado (NMX-AA-159-SCFI-2012. Que Establece El Procedimiento Para La Determinación Del Caudal Ecológico En Cuencas Hidrológicas, 2012)

#### 4.2.1.8. *Estimación del caudal ecológico*

El caudal ecológico se determinó conforme a la metodología descrita en el Apéndice Normativo C de la NMX-AA-159-SCFI-2012. Para ello, se utilizó la información obtenida previamente para el RHN, a partir del cual se identificaron los periodos seco, medio y húmedo.

Con base en esta clasificación, se calculó el porcentaje de Escurrimiento Medio Anual (EMA) y el porcentaje del Caudal Ecológico Mensual (% Qmi). Estos valores se determinaron conforme al objetivo ambiental D establecido la misma norma esta región, el cual corresponde con una zona de alta importancia ecológica, con un estado de conservación deficiente y sometida a una alta presión por el uso del recurso hídrico (NMX-

AA-159-SCFI-2012. Que Establece El Procedimiento Para La Determinación Del Caudal Ecológico En Cuencas Hidrológicas, 2012).

#### 4.2.2. Caracterización fisicoquímica de los muestreos de agua

Durante las campañas de muestreo realizadas en enero, mayo, agosto y noviembre del año 2022, se recolectaron muestras de agua superficial siguiendo los procedimientos establecidos en las NMX-AA-014-1980 y NMX-AA-003-1980 (NMX-AA-003-1980, Muestreo de Aguas Residuales, 1980; NMX-AA-014-1980, Muestreo de Cuerpos Receptores, 1980), Los parámetros fisicoquímicos analizados en la caracterización incluyeron temperatura, pH, conductividad eléctrica, sólidos disueltos totales (SDT), oxígeno disuelto (OD), demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>), demanda química de oxígeno (DQO), nitratos y fosfatos. Estos parámetros fueron determinados utilizando medidores multiparamétricos y kits de la marca Hanna Instruments, conforme a lo detallado en el Capítulo 3.

Todos los análisis se realizaron por triplicado para garantizar la reproducibilidad de las mediciones. Además, se calculó el índice de biodegradabilidad (IB) como la relación DBO<sub>5</sub>/DQO para evaluar la degradabilidad de la materia orgánica presente en las muestras de agua. Los datos obtenidos fueron graficados y comparados con los límites establecidos por las normas oficiales vigentes presentados en la Tabla 4.1

**Tabla 4.1. Límites máximos permisibles de contaminantes establecidos en la normatividad vigente**

Parámetro	Límite máximo permisible	Norma de Referencia
Temperatura (°C)	10 – 25*	SD
pH (UpH)	6 – 9	NOM-001-SEMARNAT-2021
Conductividad (µS cm <sup>-1</sup> )	1000	CE-CCA-001/89
Oxígeno disuelto (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	5	CE-CCA-001/89
Sólidos disueltos (mg L <sup>-1</sup> )	500	CE-CCA-001/89
DBO <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	150	PROY-NOM-001-SEMARNAT-2017
DQO (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	210	NOM-001-SEMARNAT-2021
Nitratos NO <sub>3</sub> <sup>1-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	40	PROY-NOM-001-SEMARNAT-2017
Fosfatos PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	20	PROY-NOM-001-SEMARNAT-2017

\* Valores recomendado para aguas superficiales de acuerdo con (Normas de Calidad Del Agua y Control de Descargas, 2001), **SD**: Sin Datos

### 4.2.3. Análisis de componentes principales

Se aplicó un Análisis de Componentes Principales (ACP) con el propósito de reducir la dimensionalidad del conjunto de datos fisicoquímicos y facilitar su interpretación, al tiempo que se identificaban patrones y relaciones entre las variables. El análisis fue realizado mediante el software OriginPro 2024b, que permitió explorar las correlaciones entre variables y visualizar las principales fuentes de variación espacial y temporal a lo largo de los diferentes puntos y campañas de muestreo.

La matriz de datos empleada en el análisis incluyó las variables fisicoquímicas obtenidas en la caracterización fisicoquímica del agua superficial, así como variables nominales asociadas a la campaña y sitio de muestreo, a fin de identificar posibles patrones estacionales y espaciales en la calidad del agua en la subcuenca Huaquechula. En la tabla 4.2. se presenta la descripción detallada de cada variable considerada en el estudio.

**Tabla 4.2. Descripción de las variables utilizadas en el ACP**

VARIABLE	TIPO	DESCRIPCIÓN	UNIDADES O CATEGORIAS
Mes	Nominal	Mes en el que se realizó la campaña de muestreo	ENE, MAY, AGO, NOV
Sitio	Nominal	Código del sitio de muestreo	P1, P2, P3, P4, P5, P6, P7
Temperatura	Cuantitativa	Temperatura del agua superficial	°C
pH	Cuantitativa	Nivel de acidez o alcalinidad del agua	UpH
Conductividad	Cuantitativa	Capacidad del agua para conducir la electricidad	$\mu\text{S cm}^{-1}$
OD	Cuantitativa	Concentración de oxígeno disuelto en el agua	$\text{mg L}^{-1}$
SDT	Cuantitativa	Concentración de sólidos solubles en agua	$\text{mg L}^{-1}$
DBO	Cuantitativa	Demanda Bioquímica de oxígeno	$\text{mg L}^{-1}$
DQO	Cuantitativa	Demanda Química de Oxígeno	$\text{mg L}^{-1}$
Nitratos	Cuantitativa	Concentración de iones nitrato en el agua	$\text{mg L}^{-1}$
Fosfatos	Cuantitativa	Concentración de iones fosfato en el agua	$\text{mg L}^{-1}$

DBO: Demanda bioquímica de oxígeno

DQO: Demanda química de oxígeno

OD: Oxígeno disuelto

SDT: Sólidos disueltos totales

Previo al análisis, todos los datos fueron estandarizados con el fin de evitar que las diferencias de escala entre variables afectaran los resultados del análisis. Para la selección de los componentes principales, se emplearon dos criterios: el criterio de Kaiser, que considera relevantes aquellos componentes con valores propios (eigenvalores) superiores a 1.0, y el criterio de cargas factoriales significativas, considerando como tales aquellas mayores a 0.3 (Soares et al., 2003; Oliveira et al., 2020).

La matriz completa de datos utilizada para el ACP se encuentra disponible en el **ANEXO II**.

### 4.3. Resultados y discusión

Las características físicas de una cuenca están estrechamente relacionadas con el comportamiento de los cuerpos de agua que la recorren. Por ello, se debe analizar la cuenca hidrográfica desde múltiples enfoques, que no basta con delimitar su extensión topográfica ni describir su fisiografía, geología o edafología. En consecuencia, es necesario realizar una caracterización integral que permita determinar las posibilidades de una intervención en el territorio, especialmente en lo que respecta a las prácticas de uso del suelo y gestión de los recursos hídricos.

Lo anterior facilita el diseño de intervenciones adecuadas para la gestión sostenible de los recursos naturales presentes en la cuenca, siendo el agua el elemento articulador de esta intervención. En este contexto, se elaboró un Modelo Digital de Elevación (MDE) a partir de curvas de nivel cada 20 m, el cual sirvió como punto de partida para la obtención de los parámetros geomorfométricos de la subcuenca Huaquechula. La Figura 4.1 muestra el MDE para la subcuenca Huaquechula.

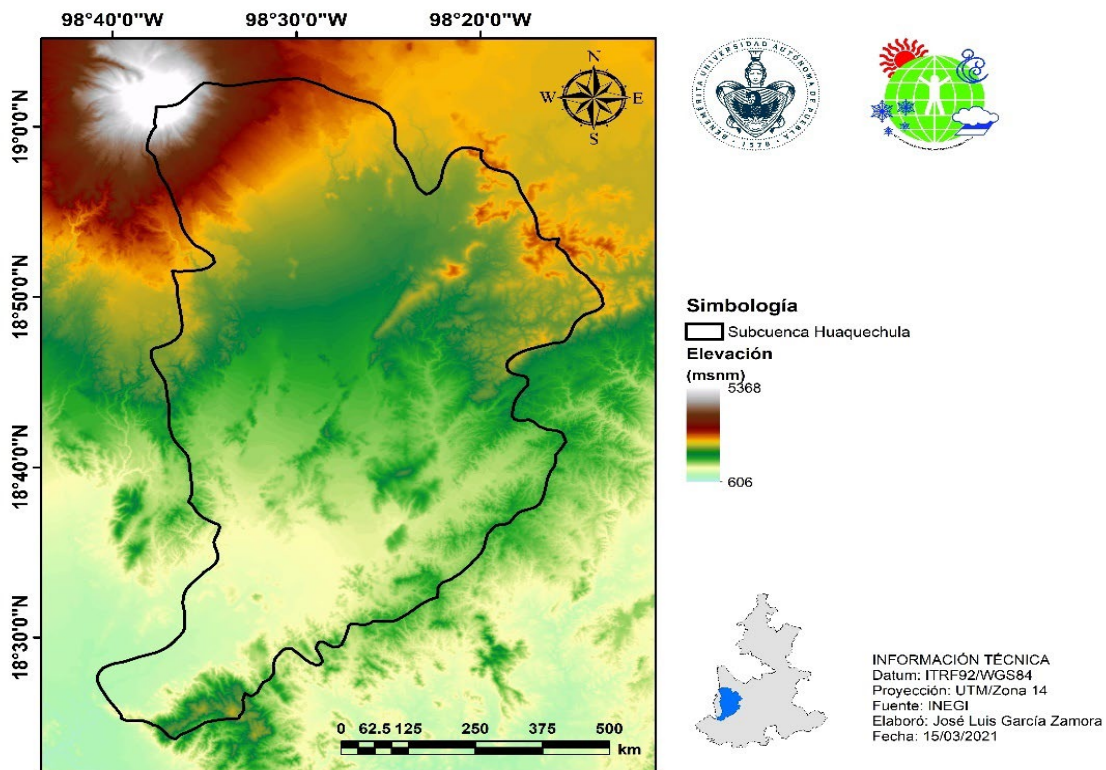


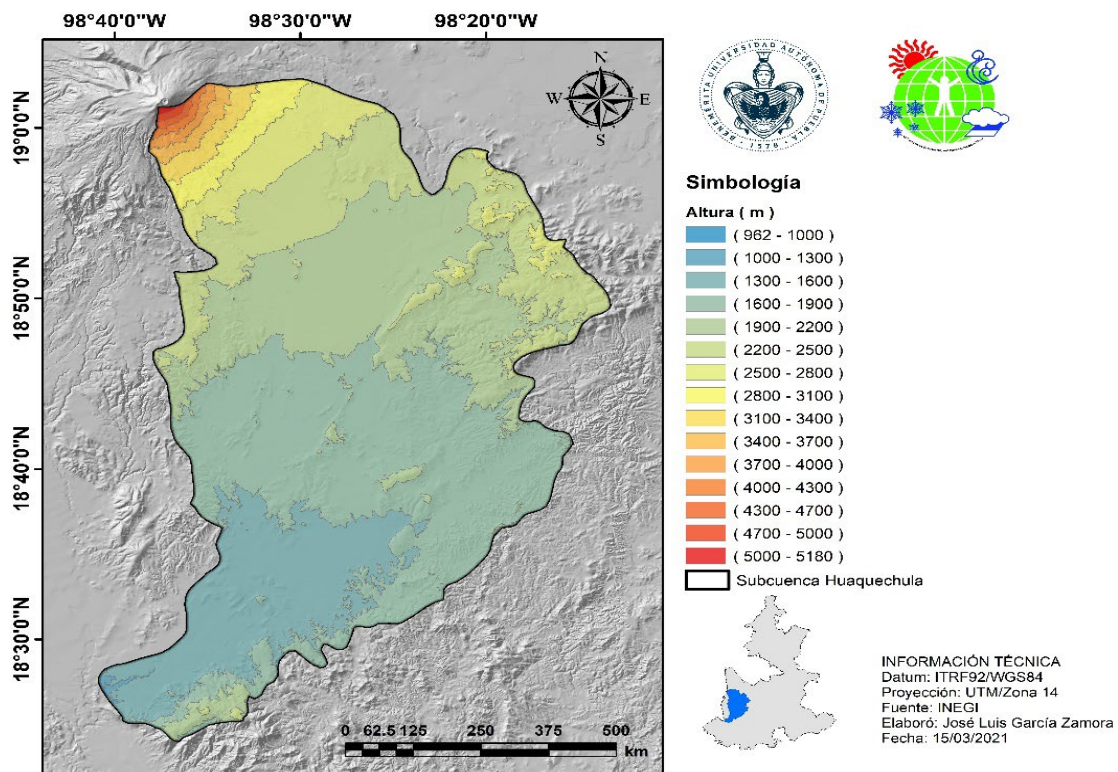
Figura 4.1. Modelo Digital de Elevación de la subcuenca Huaquechula (Elaboración propia, 2021).

### 4.3.1. Caracterización de la subcuenca Huaquechula

#### 4.3.1.1. Forma de la subcuenca y parámetros de relieve

La subcuenca Huaquechula abarca una superficie aproximada de 1,887 km<sup>2</sup>, lo que la sitúa dentro de la categoría de cuencas grandes. El perímetro de la subcuenca es de 169 km y su longitud máxima alcanza los 69 km. En cuanto a su morfología, presenta un índice de compacidad de 1.10 y un índice de forma de 0.40, valores que indican que se trata de una cuenca que puede describirse como casi redonda a oval redonda. De acuerdo con (González De Matauco, 2004) esta morfología implica una respuesta hidrológica relativamente uniforme, con menor concentración rápida de caudales extremos, pero con riesgo de potenciales de escorrentía sostenida durante eventos prolongados

La altitud media de la subcuenca es de 1,674 msnm, con un rango altitudinal que va desde 965 msnm hasta 5,096 msnm, lo que refleja un relieve marcado con una diferencia de 4,131 metros. La Figura 4.2 ilustra la reclasificación altitudinal para la subcuenca Huaquechula.



**Figura 4.2. Modelo de reclasificación de alturas para la subcuenca Huaquechula**

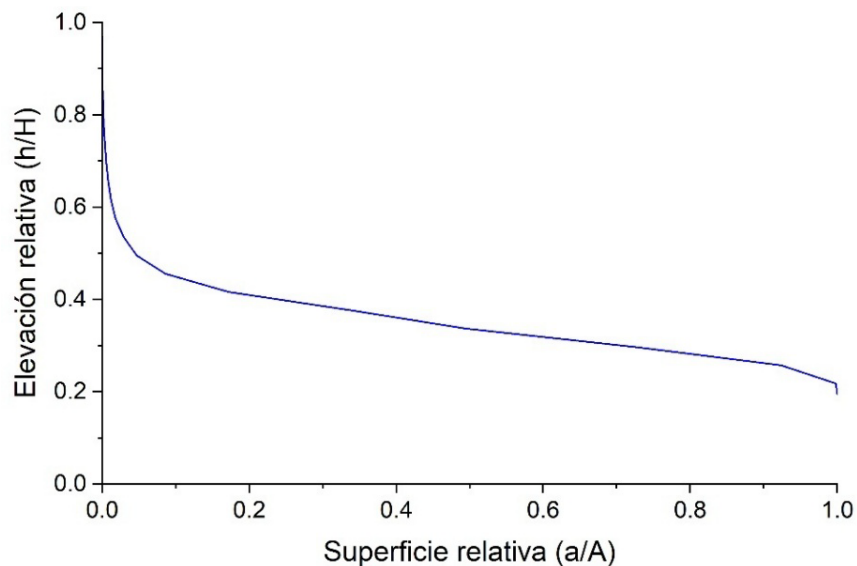
La pendiente media es de 15.53%, lo cual sugiere un terreno que presenta una inclinación moderada a fuerte. Esta condición propicia una escorrentía superficial rápida, con tiempos

de concentración cortos y baja capacidad de infiltración, especialmente en suelos compactos o sin vegetación protectora (Viramontes-Olivas et al., 2007)

Este comportamiento se ve influenciado de manera significativa por la presencia del volcán Popocatepetl, ubicado en el noroeste de la subcuenca. Esta región concentra las mayores elevaciones y genera un gradiente topográfico pronunciado hacia el sur, lo que explica en gran medida el valor elevado de la pendiente media. A medida que se desciende hacia el valle de Atlixco, el relieve se suaviza progresivamente, predominando zonas de pendientes moderadas a bajas (ver Figura 4.2).

Esta configuración geomorfológica provoca una distribución heterogénea de los escurrimientos ya que, en la zona norte, el agua fluirá con mayor velocidad y capacidad de arrastre, mientras que la zona sur tiende a acumularse y dependiendo del tipo de suelo y uso del terreno, podría acumularse e infiltrarse parcialmente.

Como resultado se incrementa el riesgo de procesos erosivos, arrastre de sedimentos y pérdida del suelo fértil, lo cual tiene implicaciones importantes para la productividad agropecuaria y la conservación ambiental.



**Figura 4.3. Curva hipsométrica de la subcuenca Huaquechula**

Por otra parte, el análisis de la curva hipsométrica (Figura 4.3) indica que la subcuenca Huaquechula se clasifica como una cuenca de valle o geológicamente erosionada, en donde predominan las superficies planas. Aunque el sector oriental presenta áreas montañosas asociadas al volcán Popocatepetl, la mayor parte del territorio se encuentra en el Valle de Atlixco, zona de uso agropecuario intensivo y asentamientos humanos. Esta

configuración sugiere que gran parte de la subcuenca ha alcanzado un cierto equilibrio entre los procesos de erosión y sedimentación.

#### 4.3.1.2. *Caracterización climática*

El clima desempeña un papel determinante en la dinámica de la subcuenca Huaquechula, este influye directamente en los procesos de erosión, escurrimiento e infiltración. La diversidad altitudinal de la región que va desde los 965 hasta los 5,096 msnm., genera una variedad de condiciones climáticas que se distribuyen de forma heterogénea a lo largo del territorio.

Con base en la clasificación climática del INEGI (2006), se identificaron cinco tipos de clima dentro de la subcuenca (Figura 4.4). En la región noroeste, dominada por el volcán Popocatepetl, predomina un clima semifrío subhúmedo con lluvias en verano, caracterizado por bajas temperaturas y alta precipitación. Hacia el norte templado subhúmedo con lluvias en verano, mientras que en la región centro se distribuyen zonas con clima semicálido subhúmedo con lluvias en verano. En las áreas de menor altitud, que abarcan gran parte de la zona centro y sur de la subcuenca, predominan un clima semicálido subhúmedo y cálido subhúmedo con lluvias en verano.

Esta heterogeneidad climática se traduce en un gradiente de temperatura y precipitación bien definidos, influenciados directamente por la altitud. Las áreas de alta montaña, ubicadas en el noroeste presentan precipitaciones superiores a los 950 mm año<sup>-1</sup>, como se observa en la Figura 4.5, y temperaturas que pueden descender por debajo de los 4 °C (Figura 4.6).

Por el contrario, hacia el sur de la subcuenca, donde el relieve es más bajo, predomina el clima cálido y la precipitación disminuye por debajo de los 800 mm año<sup>-1</sup> y la temperatura media puede superar los 22 °C. La precipitación media anual estimada para la subcuenca es de aproximadamente 970 mm, mientras que la temperatura media anual se sitúa alrededor de los 19.9 °C.

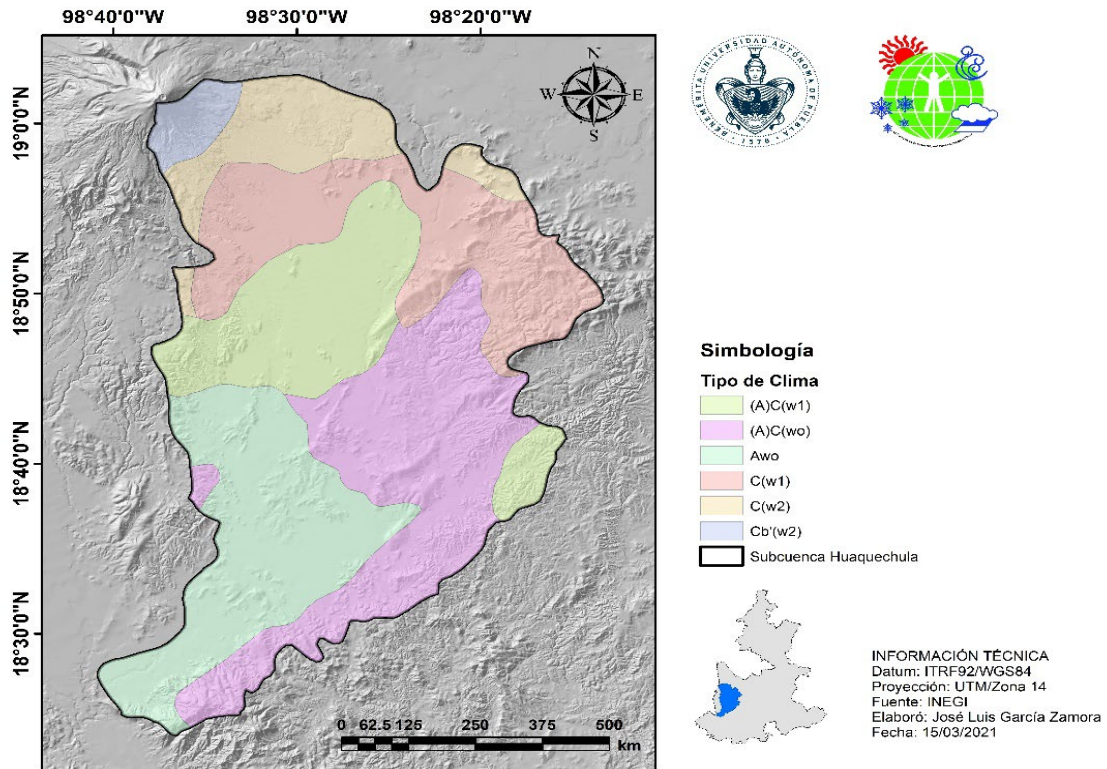


Figura 4.4. Modelo de distribución climática en la subcuenca Huaquechula.

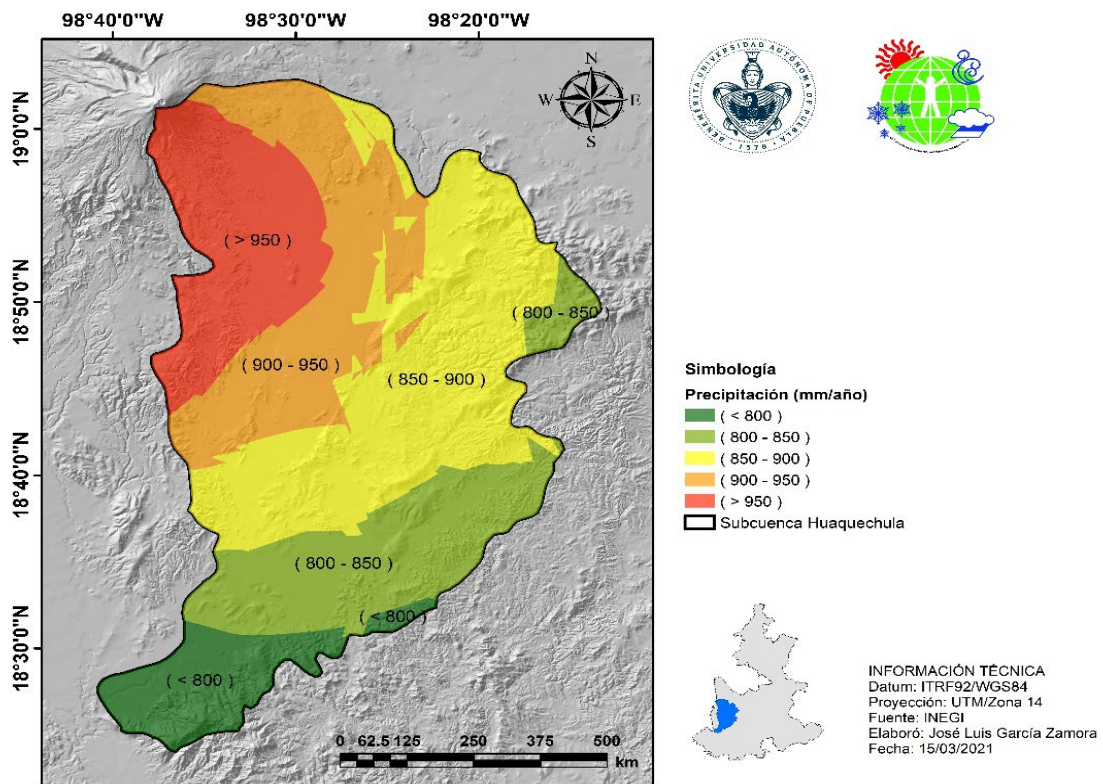
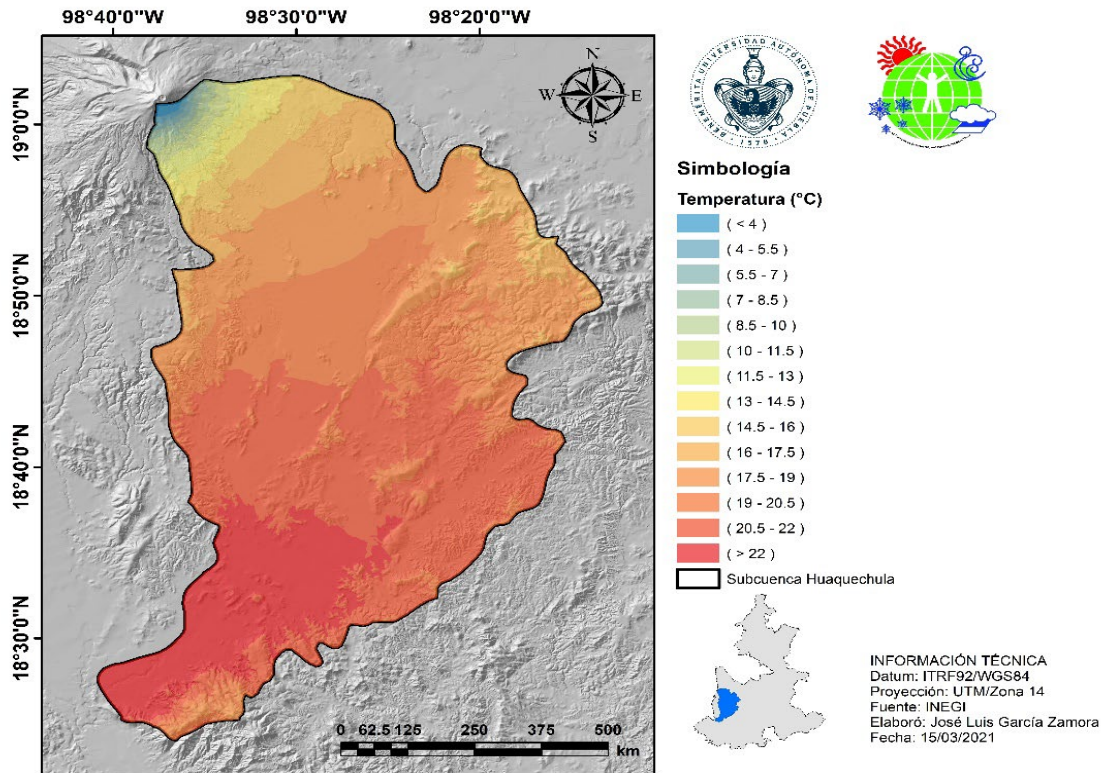


Figura 4.5. Modelo del perfil de precipitación en la subcuenca Huaquechula



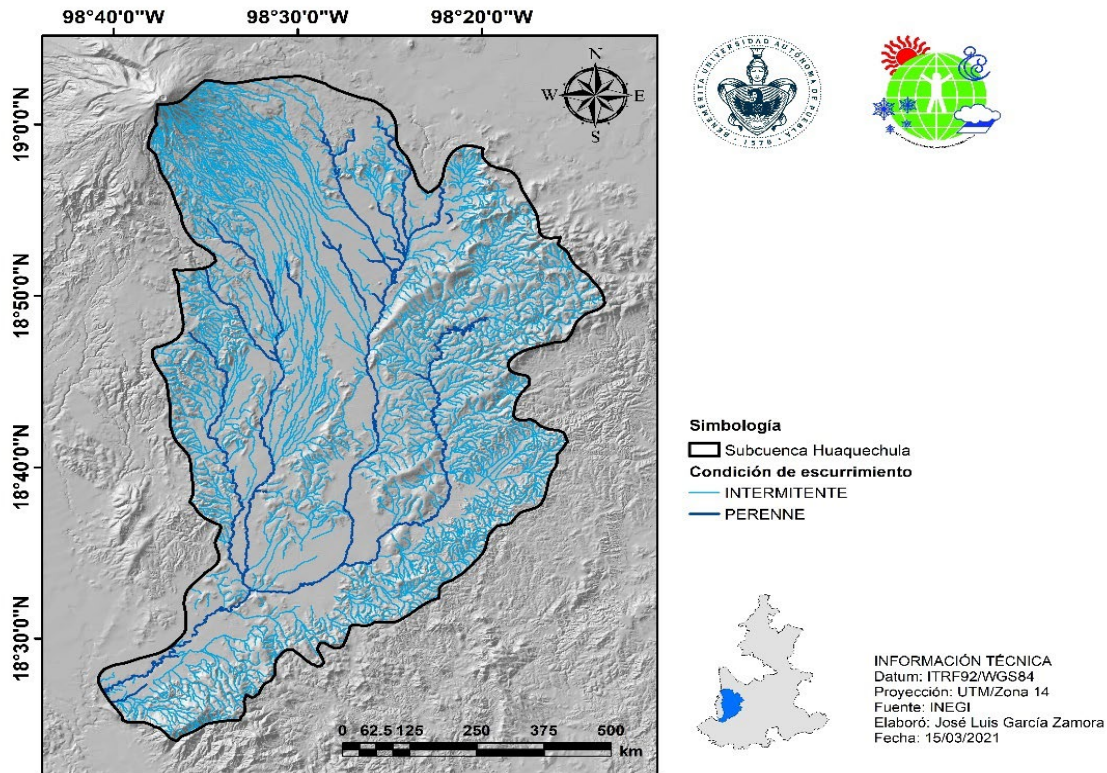
**Figura 4.6. Modelo del perfil de temperatura en la subcuenca Huaquechula.**

Esta variabilidad climática, ligada estrechamente al relieve, genera contrastes en los procesos hidrológicos y ecológicos a lo largo del territorio exigiendo, por tanto, enfoques diferenciados en la gestión territorial y la conservación de recursos naturales dentro de la subcuenca Huaquechula.

#### 4.3.1.3. *Parámetros hidrológicos*

La subcuenca Huaquechula se caracteriza por poseer una red hidrográfica compleja conformada por una combinación de corrientes perennes e intermitentes entre los que se encuentran los ríos Ahuehuevo, Atila, Atotonilco y el río Nexapa, siendo este último la corriente principal de la región (Figura 4.7).

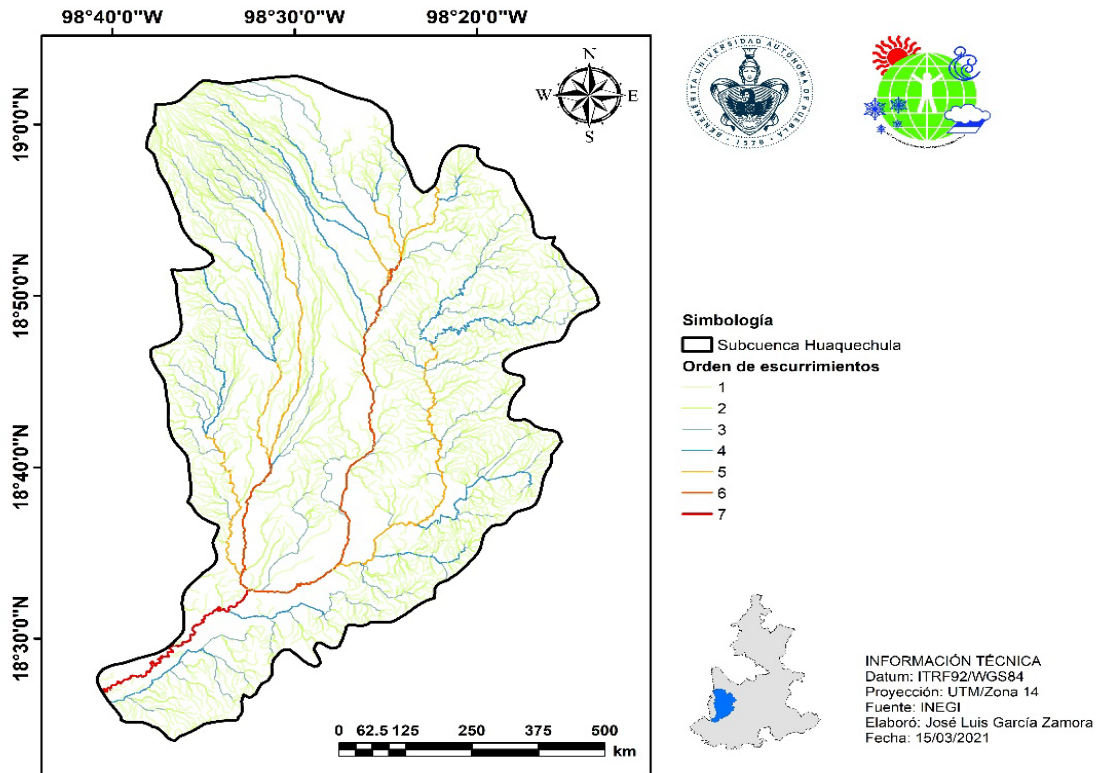
El río Nexapa nace en las faldas orientales del volcán Popocatepetl, aproximadamente a 20 km al noroeste de la ciudad de Atlixco. Su caudal se alimenta principalmente de los escurrimientos y deshielos provenientes del volcán, lo que garantiza su flujo continuo a lo largo del año. Durante su recorrido a lo largo de la subcuenca, recibe aportaciones importantes de los ríos Atotonilco, Atila y Cantarranas, así como de las barrancas La Leona y Cuescomate



**Figura 4.7. Tipos de escurrimientos en la subcuenca Huaquechula.**

En términos de escurrimientos, se identificaron un total de 3,774 corrientes intermitentes, las cuales, sumadas a las corrientes perennes, alcanzan una longitud combinada de 3,395.8 km. Este valor se traduce en una densidad de drenaje de 1.8 km/km<sup>2</sup> para toda la subcuenca, indicador que sugiere una red de drenaje relativamente desarrollada y activa (Viramontes-Olivas et al., 2007).

Desde el punto de vista hidromorfológico, la presenta una red de drenaje bien estructurada, con dos patrones claramente diferenciados a ambos lados del río Nexapa: al Este, el drenaje es predominantemente dendrítico, mientras que al Oeste sigue una disposición paralela al río. El análisis del orden de cauces revela la presencia de corrientes de hasta séptimo orden (Figura 4.8), lo que indica una red densa y ramificada, con alta susceptibilidad a procesos de erosión hídrica y un potencial significativo de transporte de sedimentos (Hinestroza Lloreda et al., 2024)



**Figura 4.8. Orden de escurrimientos en la subcuenca Huaquechula.**

La pendiente promedio del río Nexapa, calculada en función de su perfil longitudinal, se estima en 3.18%, lo cual influye directamente en la velocidad del flujo y en la capacidad de arrastre de materiales. Además, el tiempo de concentración de la subcuenca, entendido como el tiempo que tardan los escurrimientos en recorrer la distancia desde el punto más alejado en la zona norte de la subcuenca hasta la salida de la cuenca en el extremo sur, se estimó en 6.8 horas.

Esta configuración hidromorfológica se complementa con una densidad de drenaje de 2.0 km km<sup>-2</sup>, lo que implica al menos dos escurrimientos por kilómetro cuadrado y evidencia una alta capacidad de respuesta hidrológica. Por su parte, la relación de bifurcación, calculada en 1.85 por el método de Horton y 2.19 por el método de Strahler, refleja una estructura jerárquica bien definida. En conjunto, estos parámetros constituyen indicadores clave para evaluar el comportamiento hidrológico general de la subcuenca y su vulnerabilidad frente a fenómenos de escorrentía, erosión y sedimentación.

Estas condiciones hidrológicas no solo definen la dinámica de escurrimiento y sedimentación, sino que también tienen implicaciones directas en la distribución y transporte de contaminantes dentro de la subcuenca. Particularmente, la combinación de

la pendiente promedio del cauce principal (3.18%), un bajo tiempo de concentración de (6.8 h), y una densa red de drenaje sugiere una alta eficiencia en la movilización de contaminantes, tanto disueltos en el agua como adsorbidos en sedimentos o sólidos suspendidos.

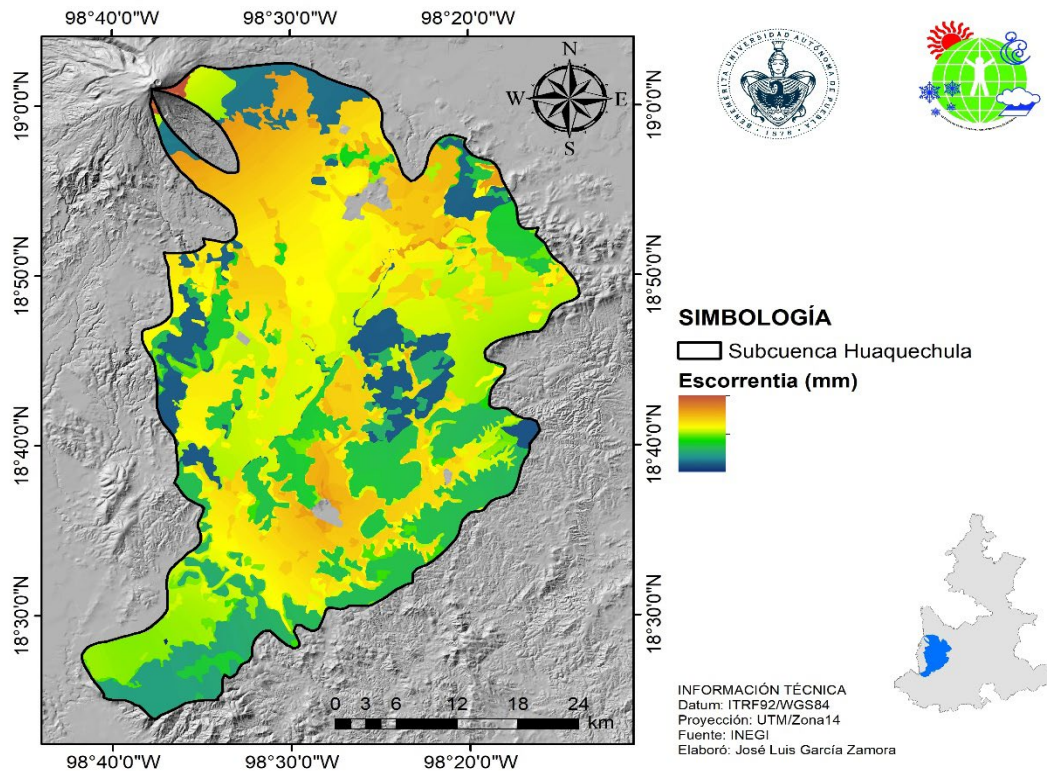
#### **4.3.2. Estimación de la alteración hidrológica en la subcuenca Huaquechula**

Con base en el modelo de escurrimientos generado para la subcuenca Huaquechula (Figura 4.9), se identificó que la mayor parte del territorio presenta escurrimientos anuales que oscilan entre los 700 mm – 900 mm. Las zonas con mayores volúmenes de escurrimiento corresponden principalmente a los municipios de Atlixco e Izúcar de Matamoros, mientras que los valores más bajos se localizan en el centro-este de la subcuenca, particularmente en los municipios de Tochimilco, Tianguismanalco y San Nicolás de los Ranchos. Estas últimas regiones poseen suelos con alta permeabilidad, lo cual favorece los procesos de infiltración y recarga de los acuíferos, por lo que pueden ser consideradas estratégicas para la conservación de los recursos hídricos.

A partir del modelo generado, se obtuvo un factor  $k$  de 0.217, lo que permitió estimar un volumen de escurrimiento virgen de  $213.14 \text{ hm}^3 \text{ año}^{-1}$ , el cual se empleó como base para la evaluación de los caudales ambientales y el análisis de las alteraciones hidrológicas. Para la estimación del Régimen Hidrológico Natural (RHN) y el Régimen Hidrológico Alterado (RHA), se utilizó la metodología propuesta en el Apéndice C de la NMX-AA-159-SCFI-2012 (NMX-AA-159-SCFI-2012. Que Establece El Procedimiento Para La Determinación Del Caudal Ecológico En Cuencas Hidrológicas, 2012), haciendo uso de los registros de estación hidrométrica 18148 (Echeverría) (CONAGUA, 2021). Aunque esta estación no se encuentra dentro de los límites de la subcuenca, fue seleccionada por su cercanía (a 5.3 km del límite norte de la subcuenca) y por la disponibilidad y calidad de la información que ofrece, en contraste con las limitaciones de datos existentes en las estaciones locales.

Para la estimación del Régimen Hidrológico Natural (RHN) y el Régimen Hidrológico Alterado (RHA), se utilizó la metodología propuesta en el Apéndice C de la NMX-AA-159-SCFI-2012 (NMX-AA-159-SCFI-2012. Que Establece El Procedimiento Para La Determinación Del Caudal Ecológico En Cuencas Hidrológicas, 2012), haciendo uso de los registros de estación hidrométrica 18148 (Echeverría) (CONAGUA, 2021). Aunque esta

estación no se encuentra dentro de los límites de la subcuenca, fue seleccionada por su cercanía (a 5.3 km del límite norte de la subcuenca) y por la disponibilidad y calidad de la información que ofrece, en contraste con las limitaciones de datos existentes en las estaciones locales.



**Figura 4.9. Modelo de escurrimientos en la subcuenca Huaquechula**

El análisis comprendió dos periodos: el RHN entre 1963 y 1981 (19 años) y el RHA entre 1986 y 1999 (14 años), cuyos hidrogramas se presentan en la Figura 4.10.

Para el periodo de 1986 – 1999, correspondientes al RHA, se calcularon los percentiles P10 y P90, con el fin de identificar los meses con caudal alterado. Los resultados muestran que, de los 168 meses analizados, únicamente 67 meses (39.88%) conservaron un régimen hidrológico natural, lo cual refleja una alteración significativa. Las alteraciones mensuales se concentran principalmente en los meses de estiaje (diciembre a mayo), mientras que durante la temporada de lluvias (junio a noviembre) se presentan mejores condiciones, con porcentajes superiores al 50% (Tabla 4.3).

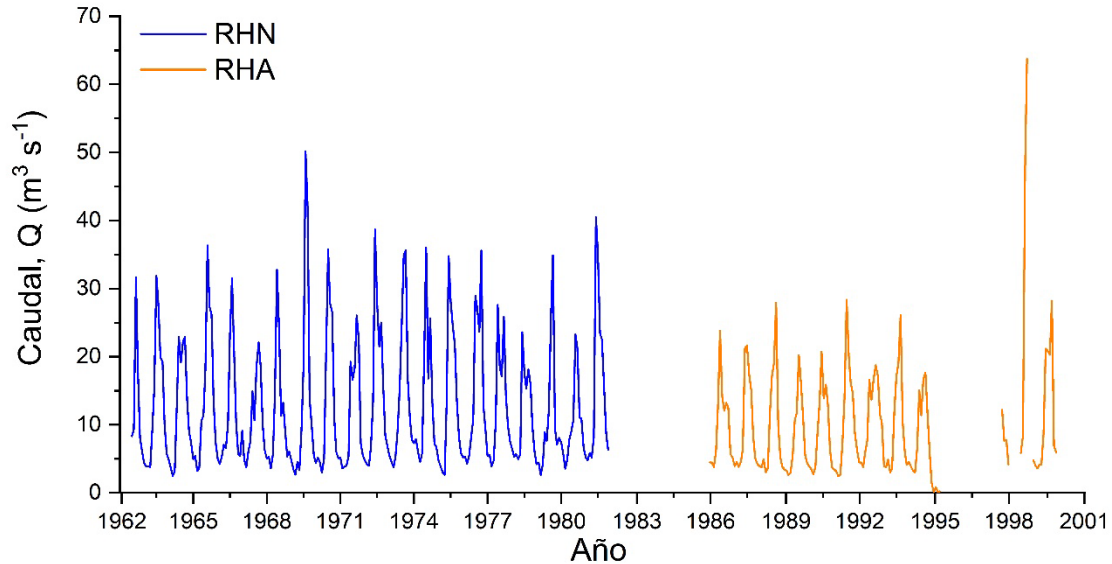


Figura 4.10. Hidrograma de la estación 18148, Echeverria. (Elaboración propia, 2021)

Tabla 4.3. Alteraciones mensuales y anuales del Régimen Hidrológico

ALTERACIONES MENSUALES							
Parámetros	Caudal medio natural ( $m^3 s^{-1}$ )		Caudal medio actual ( $m^3 s^{-1}$ )	No. de meses que cumplen	No. de meses totales	Cumplimiento (%)	Clases
	P10	P90					
ENE	4.959	9.861	3.206	0	14	0.00	Alterado
FEB	4.144	9.827	2.814	3	14	21.43	Alterado
MAR	3.504	9.794	2.569	6	14	42.86	Alterado
ABR	3.750	10.161	2.816	0	14	0.00	Alterado
MAY	6.360	10.603	4.704	5	14	35.71	Alterado
JUN	6.327	15.004	10.490	6	14	42.86	Alterado
JUL	6.293	19.932	13.061	6	14	42.86	Alterado
AGO	6.260	28.465	13.169	11	14	78.57	NO alterado
SEP	6.227	22.240	16.751	8	14	57.14	NO alterado
OCT	6.193	18.801	15.177	10	14	71.43	NO alterado
NOV	5.808	10.328	5.307	9	14	64.29	NO alterado
DIC	5.676	9.894	4.078	3	14	21.43	Alterado
<b>TOTAL MENSUAL</b>				67	168	39.88	<b>Alterado</b>
ALTERACIONES ANUALES							
1963-1999	98.003	172.522	127.778	8	33	24.24%	<b>Alterado</b>

A nivel anual, de los 33 años evaluados, únicamente 8 cumplieron con el régimen natural, lo que representa un cumplimiento de 24.24% situando al régimen como altamente alterado.

Aunque los datos utilizados para la estimación del régimen hidrológico corresponden a registros históricos (de 1963 – 1999), su uso se justifica debido a la escasez de series de datos temporales completas y continuas en las estaciones hidrométricas ubicadas dentro de la subcuenca Huaquechula. La estación 18147 (Echeverría), ubicada a una distancia aproximada de 5.3 km al norte de la subcuenca, fue seleccionada por contar con un registro extenso y confiable, que permite caracterizar con mayor precisión los patrones históricos del régimen hidrológico, lo cual se encuentra considerado en la NOM-AA-159-SCFI-2012, siempre que se justifique la cercanía y similitud fisiográfica. Además, los datos históricos permiten establecer una línea base del régimen natural, útil para evaluar alteraciones hidrológicas incluso en escenarios en donde no se dispone de monitoreos actualizados.

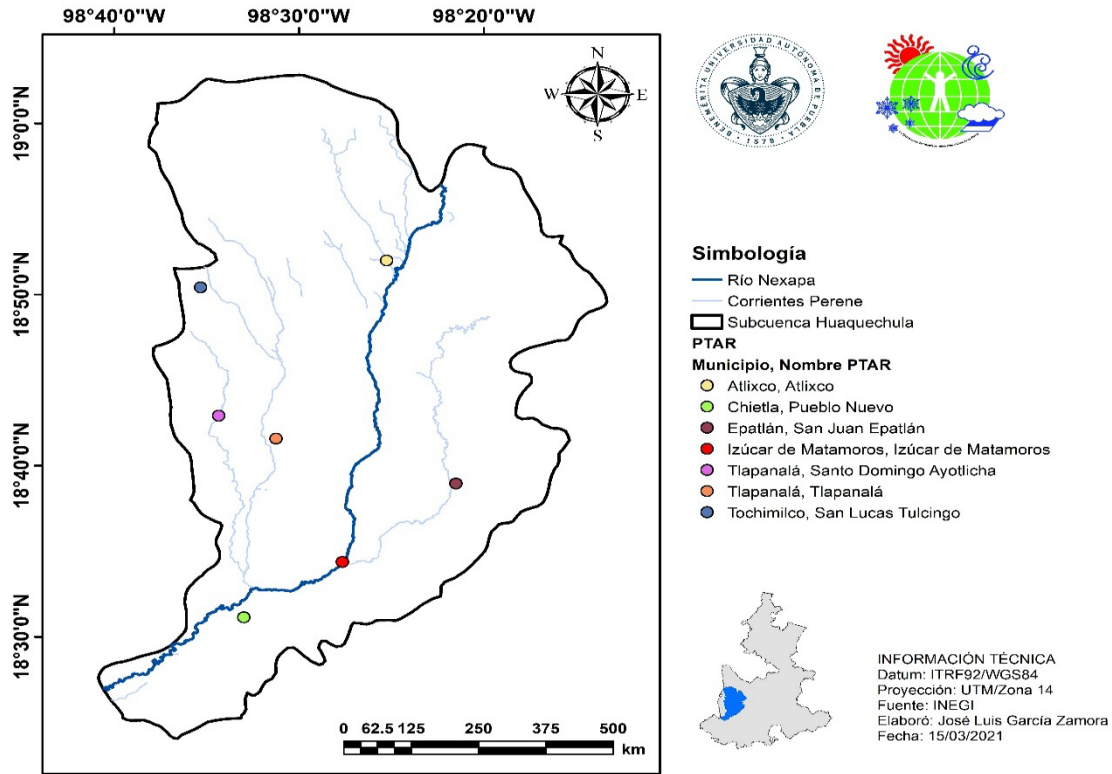
#### **4.3.3. Calidad del agua en la subcuenca Huaquechula**

En la región de la cuenca del río Nexapa existen PTAR que operan con distintos niveles de cobertura, eficiencia y continuidad. Aunque estas instalaciones fueron concebidas para mitigar el impacto de las descargas urbanas e industriales sobre los cuerpos de agua, en muchos casos su funcionamiento irregular o su limitada capacidad de tratamiento han reducido significativamente su efectividad. De las 15 PTAR instaladas de la región, actualmente solo 7 se encuentran en operación (SEMARNAT, 2015), lo que refleja una infraestructura de saneamiento deficiente frente a la cantidad de las aguas residuales generadas. En la figura 4.11 se presenta la ubicación de las PTAR activas dentro de la subcuenca Huaquechula.

En este contexto, la PTAR de Izúcar de Matamoros destaca por su ubicación estratégica y la capacidad de dar tratamiento hasta a  $90 \text{ L s}^{-1}$  de aguas residuales municipales. Debido a su influencia directa sobre el río Nexapa, el desempeño de esta PTAR tiene un peso considerable en la calidad del agua del sistema. Por esta razón, se dio seguimiento particular en este estudio durante las cuatro campañas de muestreo realizadas en el año 2022, abarcando las estaciones de enero (estiaje), mayo (inicio de lluvias) y agosto (plena temporada de lluvias).

Los puntos de muestreo fueron seleccionados de manera estratégica a lo largo del cauce del río Nexapa (ver Figura 3.4, Capítulo 3), permitiendo evaluar tanto zonas de posible contaminación puntual como áreas de menor influencia antrópica y al mismo tiempo

analizar el estado operativo de la PTAR y su influencia sobre su cuerpo receptor, el río Nexapa



**Figura 4.11. Ubicación de las PTAR activas en la subcuenca Huaquechula.**

De manera general, los resultados de la caracterización fisicoquímica mostrados en la Figura 4.12 evidencian cómo la calidad del agua se ve influenciada por las actividades humanas y por la inactividad de la PTAR. En los puntos donde no hay impacto directo de descargas urbanas o industriales, los valores de parámetros como DBO, DQO, SDT y nutrientes tienden a ser bajos y estables. Por el contrario, en puntos aguas abajo de descargas residuales, se registran concentraciones elevadas de materia orgánica y sólidos.

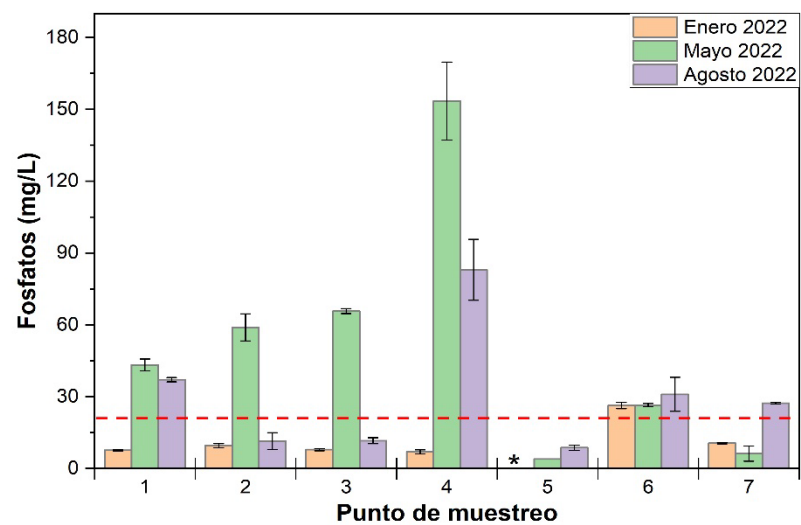
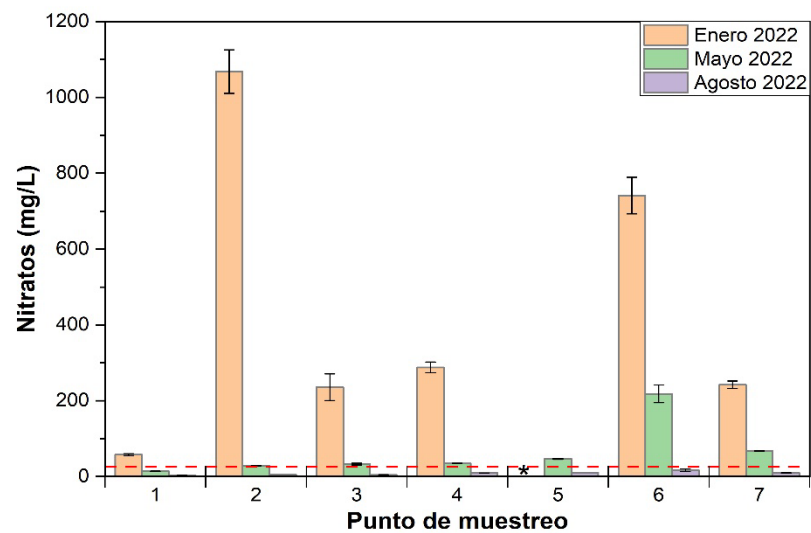
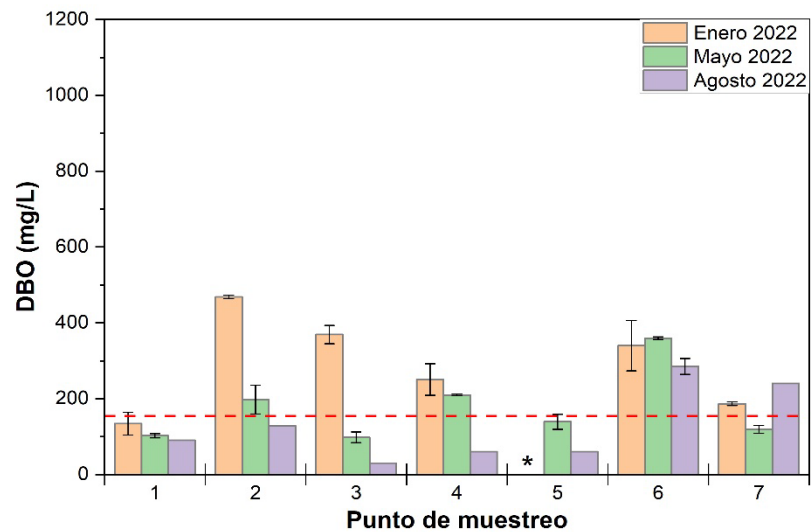
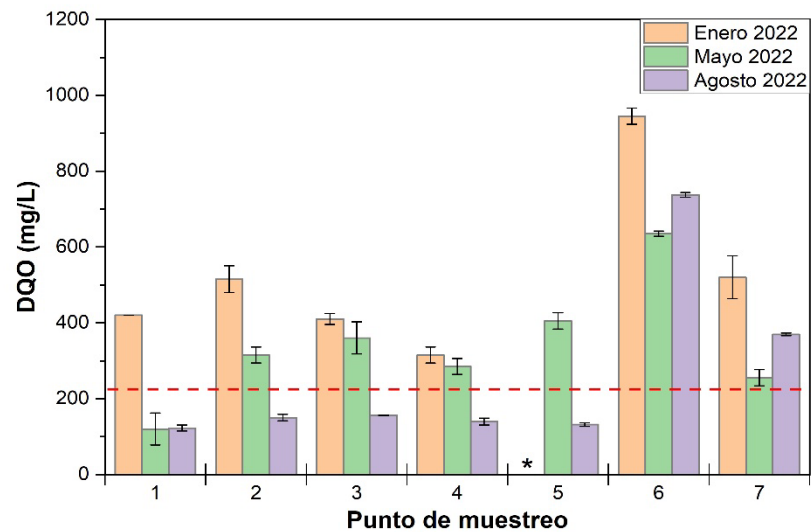


Figura 4.12. Caracterización fisicoquímica de los puntos de muestreo.

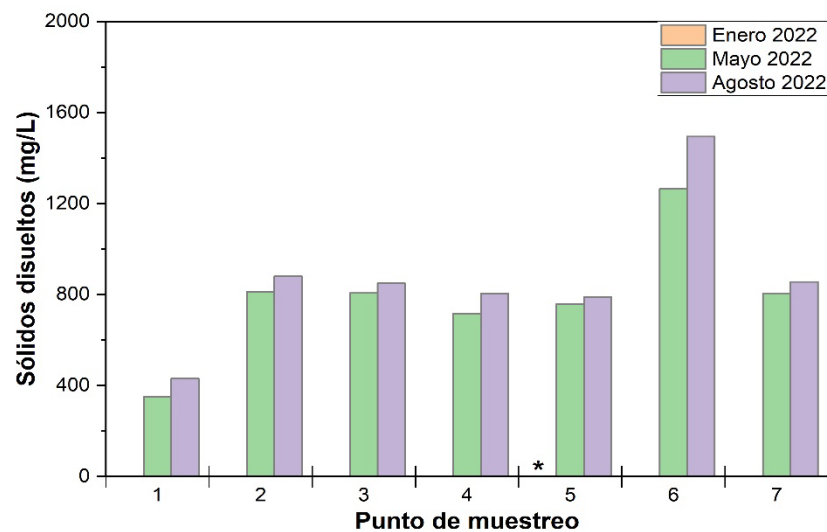
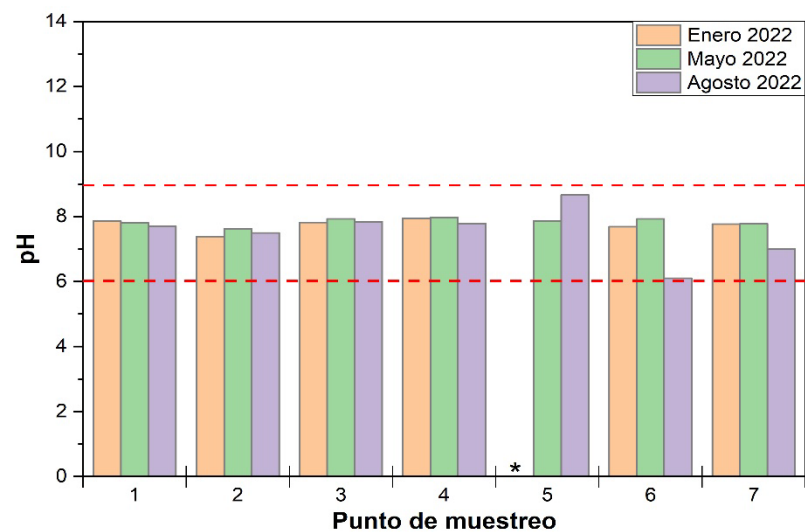
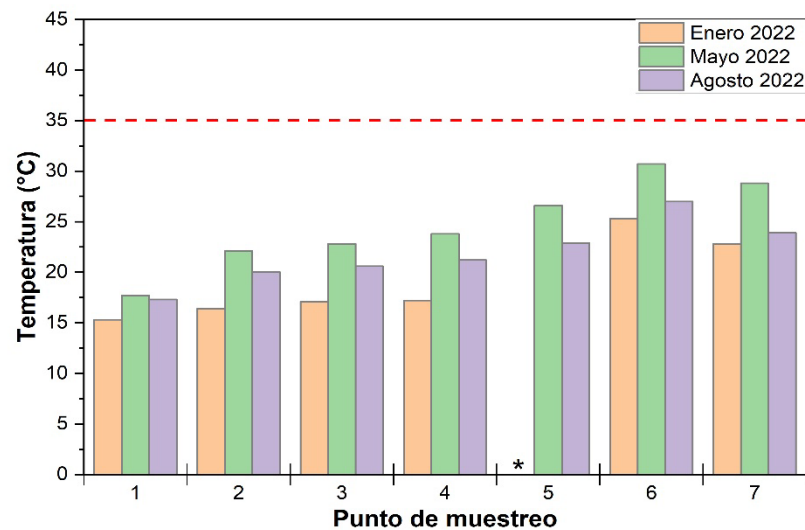
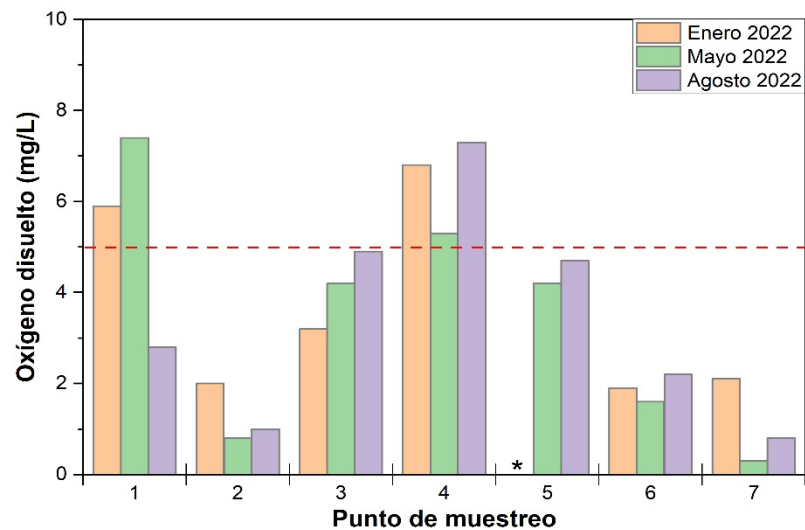


Figura 4.12. Caracterización fisicoquímica de los puntos de muestreo (continuación).

Entre los principales indicadores estudiados se incluyó el índice de biodegradabilidad (IB), definido como la relación  $DBO_5/DQO$ , utilizado para estimar la biodegradabilidad de la materia orgánica presente en las muestras (ver Tabla 4.4). Los resultados mostraron que, los valores más altos de esta relación (indicando mayor biodegradabilidad y menor impacto) se obtuvieron en el punto de control P1 (Hacienda los Molinos), fuera del área de influencia urbana ( $IB = 0.63 - 0.91$ ), así como en la descarga de la empresa BACARDI (punto P3), cuya actividad productiva cesó en el año 2016 ( $IB = 0.73 - 0.90$ ), permitiendo al cuerpo de agua realizar su proceso natural de autodepuración.

**Tabla 4.4. Índice de biodegradabilidad en los diferentes puntos de muestreo durante las campañas de enero, mayo, agosto y noviembre.**

Punto de Muestreo	Localidad / Descripción	Periodo / Índice de biodegradabilidad			
		Enero 2022	Mayo 2022	Agosto 2022	Nov. 2022
P1	Hacienda los molinos / Control	0.9097	0.6269	0.8533	SD
P2	S. Domingo Atoyatempan / Descarga del canal El Portezuelo	0.3190	0.2722	0.1923	SD
P3	S. Ana Coatepec / Descarga BACARDI	0.9000	0.85	0.7346	SD
P4	S. Martín Alchichica / Antes de la Ciudad de Izúcar de Matamoros	0.7952	0.7350	0.4301	SD
P5	S. Sebastián Puctla / Antes de la descarga de la PTAR	SD	0.3432	0.4562	0.4864
P6	S. Sebastián Puctla / Descarga de la PTAR	0.3597	0.5661	0.3864	0.1923
P7	S. Sebastián Puctla / Después de la descarga de la PTAR	0.3586	0.4667	0.6495	0.4413

IB =  $DBO_5/DQO$

SD: Sin Datos

En contraste, los puntos con mayor actividad humana, como en la descarga del canal El Portezuelo (punto P2) y en la descarga de la PTAR (punto P6), presentaron los valores más bajos de biodegradabilidad, con un IB entre 0.19 y 0.56, lo que sugiere una alta carga de contaminantes tóxicos y/o persistentes, como productos farmacéuticos bioactivos, plaguicidas o productos de aseo personal (Parida et al., 2022); la mayoría de estos contaminantes, pueden ser tóxicos para organismos acuáticos en concentraciones bajas ( $\mu\text{g/L}$ ,  $\text{ng/L}$ ) (Simazaki et al., 2015).

Por su parte, durante el primer muestreo realizado en la zona de influencia de la PTAR, en enero de 2022, esta se encontraba en medio en un proceso de rehabilitación de dos etapas, por lo cual el 100% del caudal de aguas residuales municipales era vertido directamente al río Nexapa, sin tratamiento previo.

Para el segundo muestreo, correspondiente al inicio de la temporada de lluvias en mayo de 2022, había concluido la primera etapa de rehabilitación de una línea del tren de tratamiento y se encontraba en espera de su arranque y puesta en operación. Por esta razón, las aguas residuales municipales, al igual que en el muestreo anterior eran derivadas directamente al río Nexapa sin tratamiento previo. La puesta en marcha de esta primera etapa comenzó en junio de 2022, permitiendo tratar solo el 50% del agua residual captada. La Figura 4.13 muestra la PTAR tras esta primera etapa de rehabilitación.



**Figura 4.13. PTAR Izúcar de Matamoros al concluir la primera etapa de rehabilitación** (Fuente: SOSAPAMIM, 2022, Disponible en: <https://www.sosapamim.gob.mx/>)

Durante el tercer muestreo, en agosto de 2022, la PTAR se encontraba nuevamente fuera de operación, por lo que continuaba el vertido de las aguas residuales al río Nexapa

De forma general, los resultados de la caracterización fisicoquímica mostrados en la Figura 4.12, ponen en evidencia que el tratamiento que las aguas residuales reciben en la PTAR Izúcar de Matamoros, como era de esperarse, presenta deficiencias cuando esta no opera de manera continua (Morgan, 2016), lo cual es un fenómeno recurrente en muchas plantas del país y que generalmente puede ser asociado a falta de programas de financiamiento y de mantenimiento preventivo y correctivo.

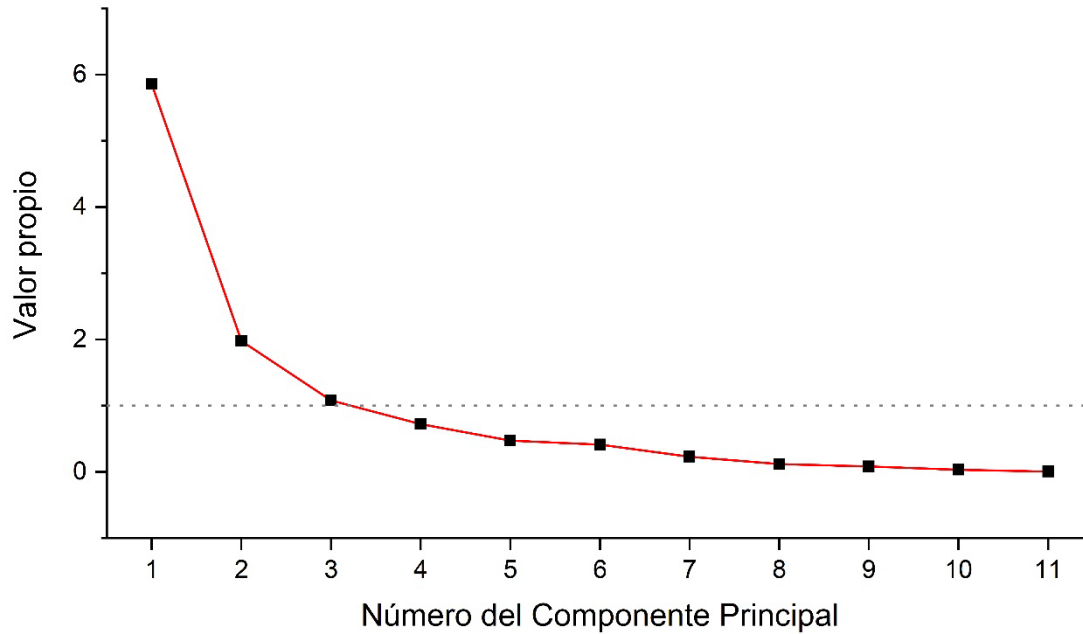
En este sentido, la PTAR Izúcar de Matamoros, representa una fuente de contaminación puntual a su cuerpo receptor, debido a la deficiencia en el tratamiento aun tras su rehabilitación parcial.

No obstante, estos hallazgos no deberán utilizarse para frenar los procesos de rehabilitación de la planta, sino para fortalecer la necesidad de una gestión integral y sostenible del tratamiento de aguas residuales. La descarga de aguas residuales sin tratamiento o tratadas de forma deficiente no solo representa un riesgo para los ecosistemas acuáticos, generando fenómenos como eutrofización y pérdida de biodiversidad (UNESCO, 2017a), sino que afecta directamente a la salud pública y a sectores económicos, como el agrícola, que representa el 94% del uso del agua extraída del Nexapa en comunidades como Matzaco, San Felipe Ayutla y San Nicolás Tolentino (Navarro et al., 2007, 2014).

#### **4.3.4. Relación de la contaminación del agua en el contexto espaciotemporal de la subcuenca Huaquechula**

El análisis de componentes principales (ACP) permitió identificar los principales factores que explican la variabilidad en la calidad del agua dentro de la subcuenca Huaquechula. El ACP reveló que esta dinámica puede ser representada por tres componentes principales (PC1, PC2 y PC3) explicando en conjunto el 81.08% de la varianza total del sistema, lo que indica que estos factores representan la mayoría de los patrones de comportamiento de las variables fisicoquímicas evaluadas.

En la Figura 4.14, se presenta el grafico de sedimentación (scree plot), en donde se observa un cambio en la pendiente a partir del cuarto componente, lo que justifica la elección de los tres primeros componentes con base en el criterio de Kaiser. Por su parte, en la tabla 4.5 se presentan las cargas factoriales correspondientes a cada variable en los tres componentes. Los datos completos del análisis estadístico se presentan en el **ANEXO II**



**Figura 4.14. Gráfico de sedimentación del análisis ACP aplicado a las variables del sistema**  
(Elaboración propia, 2024)

**Tabla 4.5. Cargas factoriales de las variables en los tres componentes principales PC1, PC2 y PC3 obtenidos mediante análisis ACP.**

Variable	PC1	PC2	PC3
Sitio	0.30248	-0.06814	-0.26706
Mes	0.10498	-0.62566	0.19962
Temperatura	0.29629	0.36909	-0.31385
pH	-0.29248	0.24186	-0.35571
Conductividad	0.38165	0.0497	0.05339
OD	-0.26512	0.11367	0.37843
SDT	0.38009	-0.01331	0.0805
DBO	0.32549	0.32354	0.12505
DQO	0.37058	0.22921	0.09694
Nitratos	0.33381	-0.26191	0.24973
Fosfatos	-0.09502	0.40964	0.65105

#### 4.3.4.1. Componente Principal 1. Carga contaminante

El primer componente principal (PC1), que explica el 53.27% de la varianza, y correlaciona positivamente a las variables DQO, DBO<sub>5</sub>, conductividad eléctrica y temperatura. Mientras

que la correlación negativamente a las variables pH y OD. Esta combinación de variables está relacionada directamente con la carga contaminante encontrada en los sitios de muestreo y sugiere que, los sitios con alta carga contaminante (correlaciones positivas) producen una disminución del pH y del OD del agua debido posibles mecanismos de degradación química o biológica que consumen el oxígeno disponible.

En este sentido, los sitios de muestreo P2 y P6 correspondientes a la descarga del Canal el Portezuelo y de la PTAR Izúcar de Matamoros respectivamente, presentan los valores más altos para el PC1, durante todas las campañas de muestreo, lo que indica una fuerte contaminación puntual influenciada por la presencia de aguas residuales con alta carga de materia orgánica biodegradable y no biodegradable en la zona, así como la presencia de elevados valores de nitrógeno inorgánico (nitratos) que puede ser asociados a las actividades agrícolas de la zona.

#### *4.3.4.2. Componente Principal 2. Dinámica estacional*

El segundo componente principal (PC2), con un aporte del 17.99% a la varianza total, parece estar fuertemente influenciado por la variabilidad estacional ya que la mayor correlación positiva está asociada a las variables DBO<sub>5</sub>, fosfatos y temperatura, mientras que la variable “mes de muestreo” se corresponde con la mayor carga negativa. Los valores más altos para PC2 se observan en los meses de mayo (inicio de la temporada de lluvias) y agosto (temporada de lluvias) mientras que los valores más bajos se presentan en los meses de enero y noviembre (temporada de estiaje).

El patrón indica que este componente también está asociado a la presencia de nutrientes derivados de la escorrentía agrícola, común en las áreas rurales adyacentes al río Nexapa. Sitios con presencia de actividad agrícola, como P4 (antes de Izúcar de Matamoros) y P5 (antes de la descarga de la PTAR) reflejan altos valores en este componente. Esta dinámica indica que PC2 está relacionado con los procesos naturales y antrópicos que influyen en la calidad del agua en función del régimen hidrológico, especialmente durante la temporada de lluvias, cuando es común el arrastre de nutrientes desde zonas agrícolas.

#### *4.3.4.3. Componente Principal 3. Acumulación de nutrientes*

El tercer componente principal (PC3) que representa el 9.83% de la varianza, relaciona positivamente las variables OD, nitratos y fosfatos, mientras que las variables temperatura

y pH presentan la mayor relación negativa. El patrón observado refleja un posible proceso de acumulación de nutrientes relacionado con la presencia de fosfatos y nitratos.

Los valores más altos de este componente se observan en el punto de control Hacienda los Molinos (P1) un sitio mientras que los valores negativos más marcados se concentran en los sitios de descarga del Canal del Portezuelo (P2), la zona de la Galarza/descarga Bacardí (P3) y aguas abajo de la PTAR (P7).

En conjunto, los tres componentes principales ofrecen una visión de los procesos dominantes que afectan la calidad del agua en subcuenca. Esta información resulta clave para la toma de decisiones en el manejo integral de los recursos hídricos y la implementación de estrategias de monitoreo y control en distintos puntos de la subcuenca.

#### *4.3.4.4. Interacción entre factores fisiográficos y patrones de contaminación.*

El análisis por componentes principales permitió identificar tres ejes principales en la caracterización de la contaminación en la subcuenca Huaquechula: PC1 que refleja la carga orgánica e inorgánica; PC2, que relaciona la estacionalidad de nutrientes y PC3, relacionado con los procesos de eutrofización.

Estos patrones de contaminación no pueden entenderse sin considerar las características fisiográficas e hidrológicas de la subcuenca. Su forma casi redonda favorece una respuesta hidrológica relativamente uniforme, lo cual facilita una rápida dispersión de los contaminantes a lo largo de la red hídrica, impidiendo su concentración excesiva en un único sector, pero incrementando su dispersión aguas abajo (Hinestroza Lloreda et al., 2024). Esta dinámica está estrechamente ligada al comportamiento del PC1, ya que los contaminantes orgánicos e inorgánicos tienden a distribuirse rápidamente durante eventos de escurrimiento.

Además, la pendiente media del 15.53% intensifica el escurrimiento superficial, incrementando el transporte de sedimentos y contaminantes desde zonas agrícolas, caminos rurales y áreas urbanas hacia los cuerpos de agua. Esto, sumado a los aportes directos de descargas urbanas e industriales, refuerza la presencia de contaminantes asociados al PC1, especialmente durante eventos de precipitación intensa.

En estos escenarios, la escorrentía puede incorporar una variedad de contaminantes antes de que procesos de atenuación natural, como la biodegradación o la adsorción en el suelo

suelo tengan lugar, lo que incrementa la probabilidad de generar picos de concentración de contaminantes en zonas de la subcuenca que por sus características físicas, ecológicas o de uso de suelo, son más vulnerables a los efectos de los contaminantes como lo son las zonas de recarga de acuíferos, aguas abajo de asentamientos urbano o secciones del río con baja pendiente o alta carga orgánica, en donde la concentración de OD es limitada agravando así los niveles de contaminación en el cauce (Hinestroza Lloreda et al., 2024)

Por otro lado, el régimen subhúmedo con lluvias concentradas en verano, típico de la región, promueve el lavado superficial de nutrientes durante las primeras lluvias del ciclo hidrológico. Así, en campañas de muestreo como las de mayo y agosto, se observan aumentos significativos en nitratos y fosfatos, reflejados en el PC2. Este fenómeno se intensifica en áreas donde la capacidad de infiltración es limitada, ya sea por la compactación del suelo o la falta de cobertura vegetal lo que convierte buena parte de la precipitación en escorrentía contaminada que desemboca directamente al río Nexapa.

Finalmente, la densidad de la red de drenaje ( $2.0 \text{ km/km}^2$ ) y el corto tiempo de concentración (6.8 h) contribuyen a una acelerada evacuación del caudal, reduciendo el tiempo de residencia del agua en el sistema. Esto favorece la rápida movilización de nutrientes hacia las zonas de baja pendiente del río Nexapa, donde la baja velocidad del flujo, junto con bajas concentraciones de OD, generan condiciones ideales para procesos de eutrofización, tal como señala el PC3.

Así, las características morfométricas, climáticas e hidrológicas de la subcuenca actúan de forma sinérgica para movilizar, transportar y concentrar contaminantes, lo que subraya la urgencia de estrategias integrales de monitoreo de escurrimientos y de ordenamiento del uso del suelo para mitigar la contaminación difusa en este territorio (Cotler, 2007).

En conjunto, las características morfométricas, climáticas e hidrológicas de la subcuenca Huaquechula interactúan para facilitar la movilización y dispersión de contaminantes a través de sus cuerpos de agua. Esto no solo compromete la calidad del recurso hídrico superficial, sino también la integridad ecológica de los sistemas acuáticos asociados (GWP, 2000). Por tanto, se hace evidente la necesidad de implementar estrategias integrales de monitoreo, control de escurrimientos y planificación territorial que prioricen la conservación y restauración de la calidad del agua como recurso vital en la región.

#### **4.4. Conclusiones**

El presente capítulo integró un enfoque multidimensional para la calidad del agua en la subcuenca Huaquechula, combinando análisis morfométricos, determinaciones fisicoquímicas y técnicas estadísticas multivariadas. A partir de esta aproximación, fue posible identificar las principales características ambientales de la zona, los factores que condicionan la calidad del recurso hídrico y los sitios críticos en términos de presión antrópica. A continuación, se presentan las conclusiones más relevantes derivadas de este estudio:

La caracterización biofísica de la subcuenca Huaquechula permitió comprender el comportamiento hidrológico del sistema y su respuesta ante distintas presiones ambientales. Características como una pendiente elevada (15.58%), forma compacta y una red de drenaje densa y dendrítica favorecen una rápida escorrentía, limitan la infiltración, aumentan la erosión e incrementan el transporte de sedimentos y contaminantes, afectando la cantidad y calidad del agua en la región. Por lo tanto, cualquier estrategia de gestión ambiental en esta región debe considerar de forma prioritaria las características físicas de la cuenca, ya que estas no solo determinan la disponibilidad hídrica, sino también su calidad.

La caracterización de las muestras ambientales evidenció el deterioro en la calidad del agua en los puntos de descarga urbana, especialmente por la presencia de compuestos persistentes que no son eliminados por los sistemas de tratamiento convencionales. Este escenario subraya la urgencia de fortalecer tanto la infraestructura como la eficiencia operativa de las PTAR de la región. Asimismo, se observó una mayor concentración de contaminantes durante la temporada de estiaje, cuando el caudal reducido del río Nexapa limita la capacidad de dilución, agravando los efectos de la contaminación puntual.

El Análisis de Componentes Principales (ACP) permitió identificar que la carga orgánica, variabilidad estacional y la acumulación de nutrientes son los factores que influyen fuertemente en la calidad del agua en la subcuenca Huaquechula y que, sumados a las características biofísicas de la región, configuran un sistema vulnerable a los procesos de degradación hídrica. Esta combinación de condiciones naturales y presiones antrópicas favorece la escorrentía, limita la capacidad de autodepuración del sistema y facilita la dispersión y acumulación de contaminantes, especialmente en zonas con alta influencia urbana y agrícola.

## 4.5. Referencias

- CONAGUA (2015) NOM-001-CONAGUA-2015. Conservación del recurso agua, que establece las especificaciones y el método para determinar la disponibilidad anual de las aguas nacionales. DOF, México
- CONAGUA (2021) Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales. <https://app.conagua.gob.mx/bandas/bases.html>. Accessed 24 Apr 2025
- Cotler H (2007) El manejo integral de cuencas en México
- FAO (2001) Nomas de Calidad del Agua y Control de descargas
- García-Alvarez D, Fuente MJ (2011) Estudio comparativo de técnicas de detección de fallos basadas en el Análisis de Componentes Principales (PCA). *Revista Iberoamericana de Automática e Informática Industrial RIAI* 8:182–195. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.riai.2011.06.006>
- García-Zamora JL (2019) Nanofibras biocatalíticas de quitosano para la degradación de retardantes de flama como contaminantes orgánicos persistentes. Tesis de Maestría, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla
- González De Matauco AI (2004) Análisis Morfométrico de la Cuenca y de la red de drenaje del río Zadorra y sus afluentes aplicado a la peligrosidad de crecidas. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles* 38:311–329
- GWP (2000) Manejo integrado de recursos hídricos. Stockholm
- Hinestroza Lloreda MA, Hinestroza Lloreda MA, Palacio Murillo O, Palacio Murillo O (2024) Contaminación Ambiental Producida por Comportamientos Humanos en Cuencas Hidrográficas: una Revisión. *Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar* 8:1460–1482. [https://doi.org/10.37811/cl\\_rcm.v8i5.13611](https://doi.org/10.37811/cl_rcm.v8i5.13611)
- Ibrahim A, Ismail A, Juahir H, et al (2023) Water quality modelling using principal component analysis and artificial neural network. *Mar Pollut Bull* 187:114493. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114493>
- INEGI (2006) Guía para la interpretación de cartografía climatológica. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática
- Morales Venegas JA (2018) Evaluación de la Condición Ecológica del Río Nexapa en la Subcuenca Chietla, Puebla, México. Tesis de Maestría, Colegio de Postgraduados
- Morgan JM (2016) Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales en la república mexicana. 1–2
- Navarro A, Cid S, Rincon C, et al (2007) El agua en la Subcuenca del Nexapa, México: necesidad de una gestión integral. 1–9
- Navarro A, Herrera J, Marrugo J, et al (2014) Microcontaminantes orgánicos en los ríos de México: El caso del río Nexapa. *de Cuerpos Académicos* 49–63
- Navarro Frómata A, Aviña JR (2023) La importancia de los ríos pequeños: el caso del río Nexapa. pp 96–115
- Oliveira JF de, Fia R, Fia FRL, et al (2020) Principal component analysis as a criterion for monitoring variable organic load of swine wastewater in integrated biological reactors UASB, SABF and HSSF-CW. *J Environ Manage* 262:110386. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110386>
- Olsen RL, Chappell RW, Loftis JC (2012) Water quality sample collection, data treatment and results presentation for principal components analysis – literature review and Illinois River watershed case study. *Water Res* 46:3110–3122. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.03.028>
- Ortega Vázquez M, Torres Ramírez E, Ramírez Torreblanca MI (2023) Análisis socioecológico de la planta de tratamiento de aguas residuales de Izúcar de Matamoros empleando el marco de referencia DPSIR. *Revista Latinoamericana el Ambiente y las Ciencias* 14:10–26

- Parida VK, Sikarwar D, Majumder A, Gupta AK (2022) An assessment of hospital wastewater and biomedical waste generation, existing legislations, risk assessment, treatment processes, and scenario during COVID-19. *J Environ Manage* 308:114609. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114609>
- Racca JMG (2007) Análisis hipsométrico, frecuencia altimétrica y pendientes medias a partir de modelos digitales del terreno. *Boletín del Instituto de Fisiografía y Geología* 77:31–38
- Rahman F, Akram MW, Khan D (2024) Evaluating monsoon season heavy metal contamination in groundwater of Uttar Dinajpur District using pollution indices and Principal Component analysis. *Geomatica* 76:100029. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.geomat.2024.100029>
- SECOFI (1980a) NMX-AA-014-1980, Muestreo de Cuerpos Receptores. Secretaría de Economía
- SECOFI (1980b) NMX-AA-003-1980, Muestreo de aguas residuales. Secretaría de Economía, México
- Secretaría de Economía (2012) NMX-AA-159-SCFI-2012. Que establece el procedimiento para la determinación del caudal ecológico en cuencas hidrológicas. DOF, México
- SEMARNAT (2013) Cuencas hidrográficas. Fundamentos y perspectivas para su manejo y gestión. México D.F.
- SEMARNAT (2015) Inventario Nacional de Plantas Municipales de Potabilización y de Tratamiento de Aguas Residuales en Operación. Ciudad de México
- Simazaki D, Kubota R, Suzuki T, et al (2015) Occurrence of selected pharmaceuticals at drinking water purification plants in Japan and implications for human health. *Water Res* 76:187–200. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.059>
- Soares JO, Marquês MML, Monteiro CMF (2003) A multivariate methodology to uncover regional disparities: A contribution to improve European Union and governmental decisions. *Eur J Oper Res* 145:121–135. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0377-2217\(02\)00146-7](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0377-2217(02)00146-7)
- UNESCO (2017) Aguas residuales, El recurso desaprovechado. Francia
- Viramontes-Olivas OA, Escoboza-García LF, Pinedo-Álvarez C, et al (2007) Morfometría de la cuenca del río San Pedro, Conchos, Chihuahua. *TECNOCENCIA Chihuahua* 1:21–31

# **CAPÍTULO V: MARCO LEGAL, POLÍTICAS PÚBLICAS Y PARTICIPACIÓN SOCIAL EN LA GESTIÓN DE AGUAS RESIDUALES**

## **Resumen**

En este capítulo se presenta un análisis de la gestión de los COPs y las aguas residuales en México y se enfoca particularmente en la Subcuenca Huaquechula, con énfasis en la PTAR Izúcar de Matamoros. Se combinaron dos metodologías: una revisión documental de instrumentos legales internacionales y nacionales, y entrevistas semiestructuradas a actores clave de los sectores académico, institucional y social. Los resultados sugieren que, aunque México cuenta con un marco legal robusto, existen deficiencias en su implementación, atribuibles a recursos técnicos, humanos y financieros, así como a la corrupción y la débil participación ciudadana. Además, se identifica un vacío normativo en relación con la vigilancia y tratamiento de COPs en aguas residuales, por lo que es necesario fortalecer la gobernanza ambiental, incrementar la capacidad técnica para la detección y tratamiento de COPs, así como fomentar la corresponsabilidad social para mejorar la gestión ambiental en la región.

## **5.1. Introducción**

La contaminación ambiental generada por COPs y las aguas residuales constituye uno de los retos más complejos actualmente (Ochs et al., 2024). Los COPs son sustancias químicas de alta toxicidad, persistencia y bioacumulación, que representan un riesgo significativo para la salud humana y los ecosistemas debido a su capacidad para permanecer en el ambiente durante largos periodos y transportarse a través de grandes distancias (Convenio de Estocolmo Sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes, 2020). Su gestión adecuada se ha convertido en una prioridad internacional, que derivó en instrumentos internacionales como el Convenio de Estocolmo, que obliga a los países miembro a controlar y reducir su uso y liberación.

De igual importancia, la gestión de las aguas residuales es otro desafío crítico, especialmente en contextos donde el crecimiento urbano y las actividades agrícolas e industriales generan grandes volúmenes de aguas residuales contaminados con COPs. La descarga inadecuada de estas aguas no solo degrada los cuerpos de aguas superficiales y subterráneos, sino que también amplifica la exposición a contaminantes peligrosos, incluyendo los COPs (Ekanayake et al., 2023; Ochs et al., 2024). Así, el tratamiento

adecuado de las aguas residuales no solo es una cuestión de infraestructura, sino un pilar fundamental para la protección de la salud pública y la calidad ambiental.

El problema se agrava en países como México, en donde las dinámicas de crecimiento económico y urbano han superado la capacidad de respuesta institucional (Lomelí Vanegas & Murayama Rendón, 2008). Aunque el marco legal contempla normas detalladas para la calidad del agua y el manejo de residuos peligrosos, la falta de infraestructura moderna y la insuficiencia presupuestaria limitan gravemente la eficacia de las acciones emprendidas (Saravia Matus et al., 2022). A esto se suma la falta de monitoreo constante y la débil fiscalización, lo que permite la persistencia de prácticas contaminantes y una gestión ambiental marcada por la reactividad más que por la prevención.

Además, existe una brecha importante entre la formulación de políticas públicas y la participación ciudadana real en los procesos de toma de decisiones. La sostenibilidad ambiental requiere no solo leyes claras, sino también mecanismos de gobernanza que promuevan la corresponsabilidad y fortalezcan la confianza pública. De este modo, la experiencia demuestra que, cuando las comunidades están informadas y se involucran activamente, la vigilancia ambiental mejora y las soluciones se vuelven más efectivas y sostenibles (Saravia Matus et al., 2022).

En este capítulo se propone abordar la gestión ambiental desde una perspectiva que considere no solo el cumplimiento normativo, sino también la capacidad institucional, la eficacia tecnológica y el papel activo de la sociedad. La problemática asociada a los COPs y las aguas residuales no puede entenderse de manera aislada, ya que involucra múltiples dimensiones: legal, técnica, económica y social. Por ello, es fundamental buscar un enfoque de corresponsabilidad, donde la articulación entre autoridades, sectores productivos y ciudadanía sea la clave para avanzar hacia soluciones sostenibles (Sol Arriaza, 2012).

## **5.2. Materiales y Métodos**

### **5.2.1. Análisis documental de instrumentos internacional**

Como etapa inicial del análisis, se realizó una revisión documental exhaustiva de corte cualitativo orientado a identificar los principales instrumentos internacionales relacionados con la gestión de COPs y sustancias peligrosas, particularmente en lo referente a la gestión de aguas residuales. Esta etapa tuvo como finalidad establecer un marco normativo que permitiera contextualizar el desarrollo de las políticas públicas nacionales.

En la búsqueda documental se incluyeron convenios o tratados internacionales vigentes que aborden de manera directa los COPs o la contaminación por sustancias peligrosas y se priorizó la revisión de documentos jurídicamente vinculantes para los Estados Parte, así como aquellos que, aunque no sean obligatorios, establecen directrices reconocidas internacionalmente.

Los resultados de esta revisión sirvieron como base para el desarrollo de la etapa de identificación de iniciativas de ley a nivel nacional, y para orientar la exploración empírica mediante entrevistas a actores clave en la región.

### **5.2.2. Identificación de Iniciativas en materia de COPs y aguas residuales.**

Para la identificación de iniciativas se realizó una revisión documental enfocada en iniciativas legislativas en materia de gestión de aguas residuales y COPs en los cuerpos de agua presentadas por las comisiones de Comisión de Recursos Hidráulicos, Agua Potable y Saneamiento, la Comisión de Medio Ambiente, Sustentabilidad, Cambio Climático y Recursos Naturales y la Comisión de Salud de las LXIV y la LXV Legislaturas de la Cámara de Diputados en el periodo 01 de septiembre de 2018 hasta el 15 de mayo de 2023. Se consideraron tanto las propuestas de ley nuevas como reformas o modificaciones a los instrumentos normativos existentes.

Para identificar aquellas iniciativas directamente relacionadas con COPs y aguas residuales, se llevó a cabo un cribado inicial de la información. Esta fase consistió en la búsqueda sistemática de las palabras clave listadas en la Tabla 5.1, aplicados a los títulos, descripciones y textos completos de las iniciativas legislativas. La selección de palabra clave buscó abarcar tanto términos específicos asociados a los COPs como aquellos

relacionados con procesos de saneamiento y gestión de residuos que pudieran tener implicaciones indirectas en la presencia de estos compuestos.

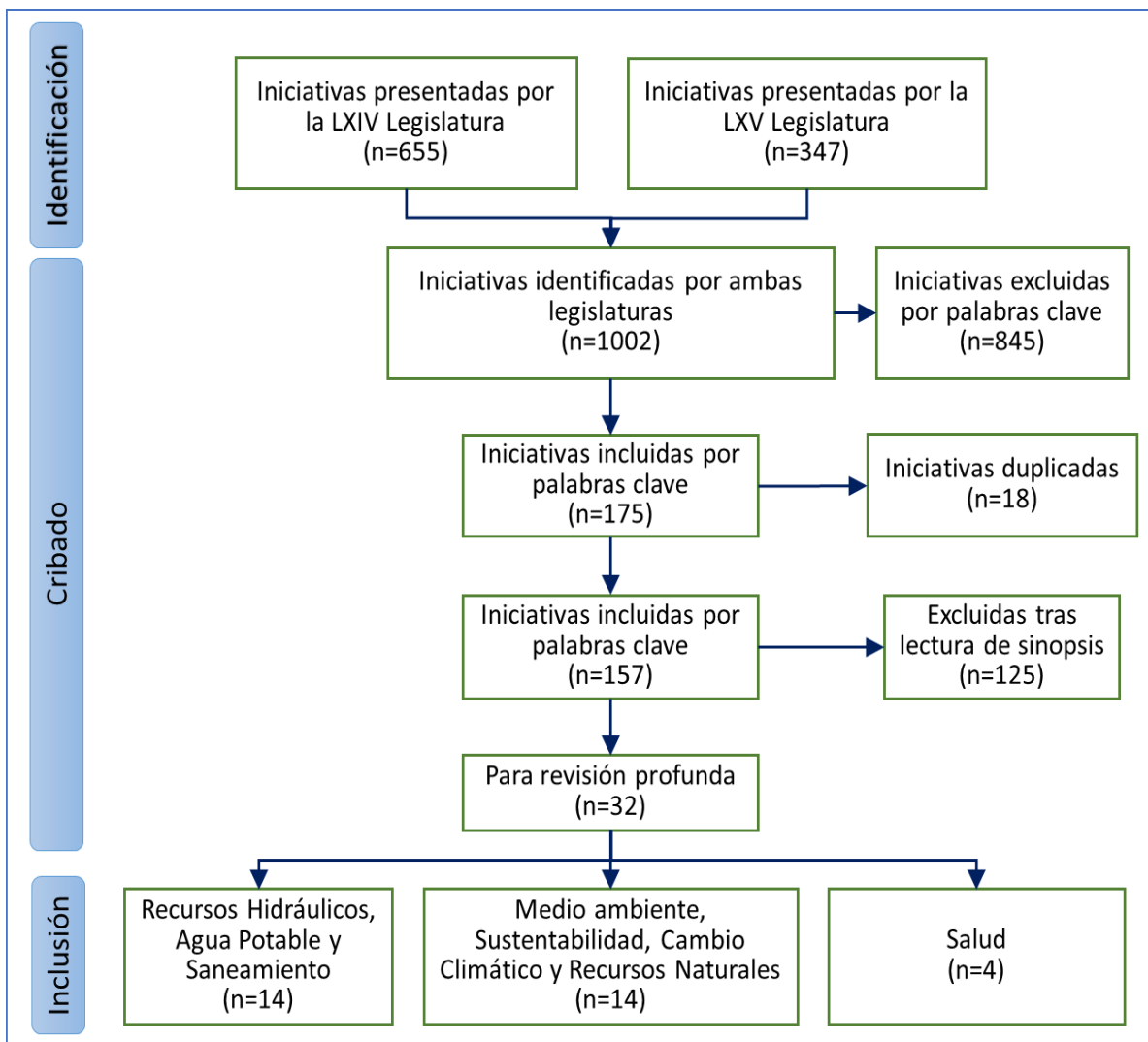
**Tabla 5.1. Palabras clave empleadas en la selección de iniciativas de ley**

Palabras clave	
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Aguas residuales</li> <li>• Contaminación</li> <li>• Contaminantes orgánicos persistentes</li> <li>• Convenio de Estocolmo</li> <li>• Fármacos/medicamentos</li> <li>• Gestión de residuos</li> <li>• Plaguicidas</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Plantas de tratamiento de aguas residuales</li> <li>• Residuos orgánicos</li> <li>• Saneamiento</li> <li>• Sustancias/compuestos peligrosas</li> <li>• Sustancias/compuestos prohibidas</li> <li>• Sustancias/compuestos tóxicas</li> <li>• Tratados Internacionales</li> </ul>

Una vez aplicado este primer filtro, se procedió a un análisis más detallado de las iniciativas preseleccionadas. En esta etapa se evaluó el contenido de cada propuesta para determinar su relevancia directa con los objetivos de esta investigación. Se descartaron aquellas iniciativas repetidas o que, tras la lectura de su sinopsis, no guardaban relación directa con la gestión de las aguas residuales o COPs. El proceso completo de cribado y selección de iniciativas de ley se presenta en la Figura 5.1

Posteriormente, cada iniciativa seleccionada fue clasificada de acuerdo con tipo de instrumento (reforma, adición, nueva iniciativa) y enfoque propuesto (preventivo o correctivo, punitivo o de incentivos)

Finalmente, se realizó un análisis cualitativo del contenido dirigido a identificar patrones recurrentes, vacíos normativos y tendencias emergentes en la formulación de políticas públicas.



**Figura 5.1. Diagrama de flujo del proceso de identificación, cribado, exclusión e inclusión de iniciativas de ley de las LXIV y LXV Legislaturas de la Cámara de Diputados.**

### 5.2.3. Aplicación de entrevistas

Con el objetivo de complementar la revisión documental y enriquecer el análisis contextual de las políticas públicas relacionadas con los COPs en aguas residuales, se incorporó la aplicación de entrevistas semiestructuradas a actores clave de la zona de estudio.

Para ello, se desarrollaron diferentes guías de entrevista en función del tipo de actor (institucional, académico o social), la cuales se presentan en el **ANEXO III**. Aunque se adoptaron ciertos enfoques específicos para cada perfil, en todos los casos se abordaron los siguientes temas:

- I. Problemática ambiental en la subcuenca, región o municipio
- II. Contaminación del agua

- III. Presencia y gestión de COPs
- IV. Gestión de las aguas residuales
- V. Preocupaciones ambientales adicionales
- VI. Responsabilidad ambiental de los actores
- VII. Estado y funcionamiento de la PTAR
- VIII. Cumplimiento de la normatividad vigente
- IX. Participación social en la gestión ambiental
- X. Identificación de recursos técnicos, humanos y financieros

La validación de los instrumentos se realizó mediante un pilotaje simultáneo a la aplicación de las primeras entrevistas, llevado a cabo entre los meses de marzo de 2021 a septiembre de 2022. Se utilizó un muestreo probabilístico por conveniencia, procurando incluir representantes de los tres sectores involucrados en la problemática ambiental. En total se entrevistaron seis actores, cuyos perfiles se muestran en la Tabla 5.2.

**Tabla 5.2. Perfil de los informantes incluidos en el estudio.**

CLAVE	SECTOR	NIVEL	PERFIL
Informante 1	Académico	Municipal	Especialista con más de 20 años de experiencia en investigación ambiental en la zona de Izúcar de Matamoros.
Informante 2	Académico	Estatad	Especialista con más de 15 años de experiencia en el diseño y construcción de PTAR y administración de obra pública.
Informante 3	Institucional	Municipal	Servidor público desde 2014, experto en gestión ambiental.
Informante 4	Institucional	Municipal	Servidor público desde 2018, con más de 30 años de vivir en la zona.
Informante 5	Social	Municipal	Habitante de Izúcar de Matamoros, originario de la localidad de Ayutla, con más de 60 años de vivir en el municipio. Usuario del agua del río Nexapa.
Informante 6	Social	Municipal	Habitante de Izúcar de Matamoros, originario de la localidad de Ayutla, con más de 40 años como agricultor. Usuario del río Nexapa

Debido a las restricciones sanitarias derivadas de la pandemia de COVID-19, 6 entrevistas se realizaron de manera remota mediante la plataforma Google Meet. Las sesiones fueron grabadas, transcritas y codificadas para su posterior análisis. Se preservó en todo momento

la confidencialidad de los informantes conforme a las solicitudes expresadas por los propios entrevistados.

El tratamiento de la información se llevó a cabo mediante un análisis cualitativo de contenido que permitió organizar la información conforme a los temas de las guías de entrevista, identificar coincidencias, divergencias y matices entre las perspectivas de los tres sectores, y vincularlos con los hallazgos obtenidos en la revisión documental previa.

Antes de realizar las entrevistas, se proporcionó a cada participante una explicación clara de los objetivos de la investigación, el uso que se dará a la información recopilada y las condiciones de anonimato garantizadas. Todos los entrevistados otorgaron su consentimiento informado de manera verbal previo al inicio de cada sesión.

Se aseguró en todo momento la confidencialidad de los datos personales, resguardando las identidades de los participantes y utilizando sus perfiles generales para la presentación de resultados

## **5.3. Resultados y Discusión**

### **5.3.1. Políticas internacionales en materia de COPs y sustancias peligrosas**

La creación en 1972 del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), durante la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente, marcó el inicio de los esfuerzos internacionales para atender el deterioro ambiental. Estos esfuerzos han ido incrementando como respuesta a las exigencias de diversos sectores de la población (PNUD México, 2018).

En este contexto, el 22 de marzo de 1989 se adoptó el Convenio de Basilea, firmado inicialmente por 53 naciones (hoy en día, 188 países) con el objetivo de regular los movimientos transfronterizos de desechos peligrosos y su eliminación (PNUMA, 2006); México ratificó dicho convenio el 22 de febrero de 1991.

Posteriormente, durante la Convención de Río sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo en 1992, se adoptaron medidas para la gestión ecológicamente racional de los desechos peligrosos, incluidas las sustancias residuales, así como acciones para prevenir el tráfico internacional de productos tóxicos y peligrosos. Como resultado, en 1994 se creó el Foro Intergubernamental sobre Seguridad Química (IFCS, por sus siglas en inglés), cuyo objetivo es brindar orientación para el establecimiento de políticas destinadas al manejo adecuado de sustancias químicas (PNUD México, 2018). De manera casi simultánea, en 1995, el Consejo de Administración del PNUMA pidió al IFCS la evaluación de doce compuestos químicos de alta toxicidad (los primeros doce COPs).

Cuatro años más tarde y con 72 miembros (actualmente 164), se adoptó el Convenio de Rotterdam, cuyo objetivo es promover un mecanismo de intercambio de información sobre los riesgos asociados al manejo de ciertos plaguicidas y productos químicos industriales peligrosos, antes de su importación y exportación (PNUD México, 2018). México se adhirió a este convenio el 4 de mayo de 2005.

A raíz de las conclusiones del estudio de 1995 sobre los doce compuestos tóxicos, el IFCS recomendó en 1997 tomar acciones concretas para su regulación y eliminación (Weinberg, 2009). Así, en mayo de 2001, y tras una serie de reuniones preparatorias, se adoptó el Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes, con la firma de 152 países, incluido México. El objetivo de este convenio es proteger la salud humana y el medio

ambiente mediante la reducción y eliminación de los COPs. México ratificó el Convenio el 10 de febrero de 2003, y actualmente participan 184 países.

Otra política internacional relevante es el Enfoque Estratégico para el Manejo Adecuado de los Productos Químicos a Nivel Internacional (SAICM, por sus siglas en inglés), creado en 2006 con el objetivo de garantizar el uso seguro de los productos químicos a lo largo de todo su ciclo de vida de forma que se reduzcan sus efectos adversos en la salud humana y los ecosistemas (SAICM, 2012).

Finalmente, destaca el Convenio de Minamata sobre el Mercurio, que busca proteger la salud humana y el medio ambiente frente a las emisiones y liberaciones antropogénicas de mercurio y sus compuestos. Este convenio entró en vigor en 2017, y México forma parte de él desde 2015 (PNUMA, 2019).

Como consecuencia de los compromisos internacionales asumidos en materia COPs y sustancias peligrosas, México desarrolló y fortaleció su marco jurídico y político para dar cumplimiento a estos acuerdos. Así, mediante la promulgación de leyes, normas y programas específicos, se ha buscado alinear sus acciones con los objetivos de protección a la salud humana y al medio ambiente.

### **5.3.2. Políticas nacionales en materia de COPs y sustancias peligrosas**

Desde hace aproximadamente 40 años, México ha participado en estudios internacionales, coordinados por la Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte, para evaluar los niveles de COPs en el territorio nacional (Yarto et al., 2003). Derivado de estos esfuerzos, en 1988 se promulgó la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA) (DOF, 2012) de la se deriva el Reglamento de la Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente en Materia de Evaluación del Impacto Ambiental.

Ese mismo año se publicó la Norma Técnica Ecológica NTE-CPR-001/88, que establecía límites máximos permisibles de contaminantes en descargas a cuerpos de agua. Posteriormente, esta norma se transformaría en la NOM-052-SEMARNAT-1993, que establece las características, el procedimiento de identificación, clasificación y los listados de los de los residuos peligrosos. En estos últimos se encuentran COPs sujetos al Convenio de Estocolmo, como los bifenilos policlorados (BPC), plaguicidas como clordano, toxafeno, lindano, y compuestos industriales como el heptacloro y sus epóxidos (DOF, 1993)

Debido a lo anterior, el 3 de enero de 1991, mediante decreto publicado en el Diario Oficial de la Federación, se prohibió en México la importación, fabricación, formulación, comercialización y uso de 21 compuestos químicos enlistados en la NOM (DOF, 1991), muchos de ellos incluidos posteriormente en el Convenio de Estocolmo.

Posteriormente, con la firma y ratificación del Convenio de Basilea en 1991, México adquirió el compromiso de desarrollar políticas destinadas a reducir los riesgos asociados al manejo de residuos peligrosos. Años más tarde, en 1997, se publicó el Perfil Nacional sobre el Uso y Manejo de Sustancias Químicas en México, que proporcionó un diagnóstico sobre el consumo, manejo y comercialización de dichas sustancias (INECC, 2017b). Ese mismo año, se creó la Comisión Intersecretarial para el Control del Proceso y Uso de Plaguicidas, Fertilizantes y Sustancias Tóxicas (CICLOPLAFEST), con la intención de coordinar las políticas nacionales en esta materia (PNUD México, 2018).

Posterior a la firma y ratificación del Convenio de Estocolmo en 2001 y 2003, respectivamente, se promulgó la Ley General para la Gestión Integral de Residuos (LGPGIR) (DOF, 2003) cuyo objetivo es garantizar el derecho a un medio ambiente sano mediante la gestión integral de residuos peligrosos. Esta ley contempla la implementación de planes de manejo para productos peligrosos usados, caducos o retirados del mercado, incluidos sus envases. Dichos planes han contribuido a la gestión de residuos en México (PNUD México, 2018).

Dos años después, en 2005, tras la ratificación del Convenio de Estocolmo, México adquirió compromisos adicionales relacionados con la importación y exportación informada de plaguicidas y sustancias químicas peligrosas con la adhesión al Convenio de Rotterdam.

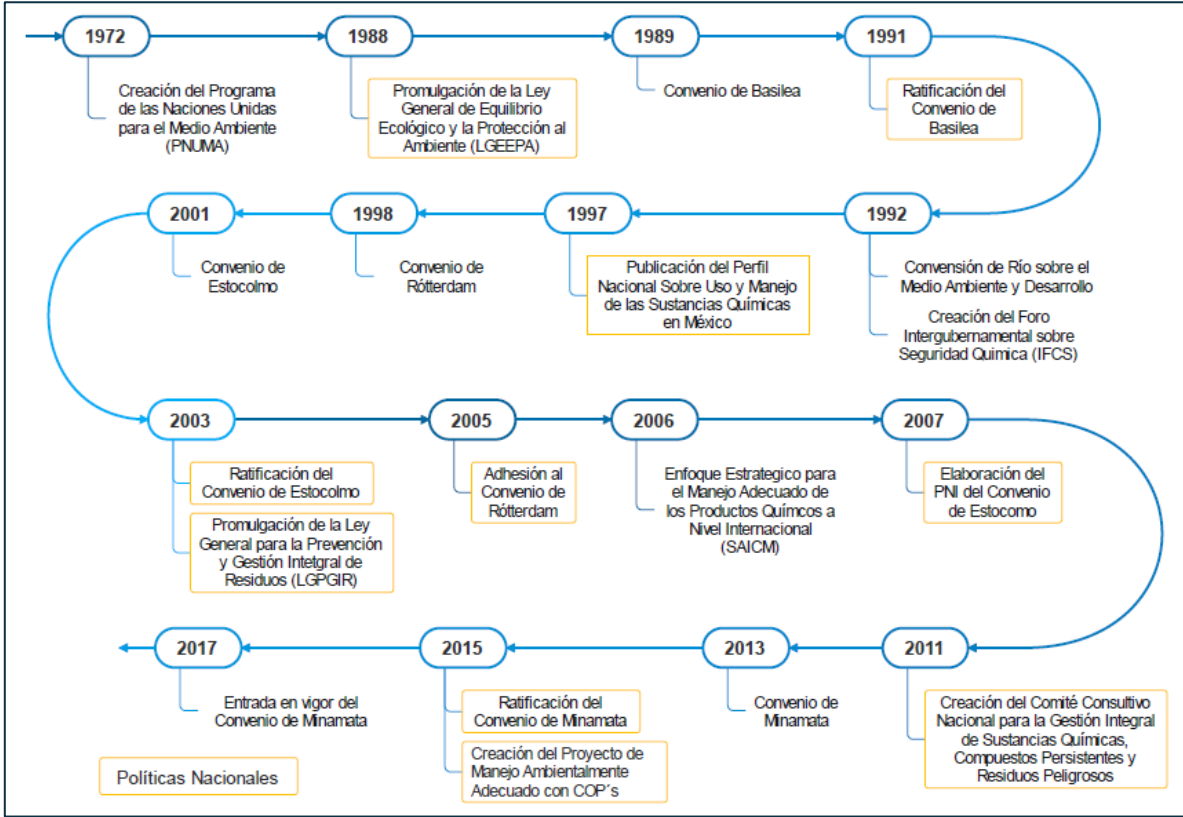
Posteriormente, durante la elaboración del Plan Nacional de Implementación (PNI) del Convenio de Estocolmo en 2007, se desarrolló el proyecto denominado Evaluación del Régimen Jurídico y de la Capacidad Institucional, cuyo objetivo fue analizar la legislación aplicable a la gestión de sustancias químicas, especialmente los COPs, lo que permitiría evaluar la capacidad institucional para cumplir los compromisos adquiridos en el Convenio de Estocolmo (PNUD México, 2018).

Como parte de los compromisos que México adquirió con las ratificaciones de los Convenios de Estocolmo y Rotterdam, en 2011 se creó el Comité Consultivo Nacional para la Gestión Integral de Sustancias Químicas, Compuestos Persistentes y Residuos Peligrosos Sujetos a Convenios Internacionales en Materia Ambiental. El cual está

encargado de asesorar a la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) en el ciclo de vida de los COPs y residuos peligrosos sujetos a convenios internacionales.

Finalmente, en 2015 México firmó y ratificó el Convenio de Minamata que tiene por objeto proteger la salud humana y el medio ambiente de las emisiones y liberaciones antropogénica de mercurio y sus compuestos. Ese mismo año, la SEMARNAT presentó el proyecto Manejo Ambientalmente Adecuado de Residuos con COPs en México, cuyo propósito es cumplir con las obligaciones del Convenio de Estocolmo a través de un manejo adecuado de electrónicos y plaguicidas, en colaboración con los sectores de los tres niveles de gobierno y los sectores privado y académico (PNUD, 2015).

La Figura 5.2 muestra la evolución de las políticas internacionales y nacionales en materia de COPs y residuos peligrosos. Se puede notar que, las políticas internacionales se ven acompañadas de políticas nacionales que permitan a México cumplir con los objetivos adquiridos en la firma de tratados de carácter internacional.



**Figura 5.2. Políticas nacionales e internacionales de los COPs y residuos peligrosos.**  
*Elaboración propia con información de (PNUD México, 2018).*

Cabe destacar que, aunque el cumplimiento de los compromisos ambientales adquiridos ha sido progresivo desde la promulgación de la LGEEPA en 1988, fue a partir de la firma del Convenio de Estocolmo que se intensificó la regulación y generación de políticas públicas específicas para la mitigación de COPs. Por ello, a fin de identificar la situación y el efecto que ha tenido en México, el siguiente apartado analiza la situación actual del Convenio de Estocolmo en México.

### **5.3.3. Plan Nacional de Implementación del Convenio de Estocolmo y su situación actual en México**

Como se mencionó anteriormente, la preocupación por el manejo de sustancias y residuos peligrosos en México tomó relevancia a partir de 1988, con la promulgación de la LGEEPA y la consecuente publicación de la NTE-CPR-001/88 que posteriormente derivaría en la actual NOM-052-SEMARNAT-2005, referente a las características de los residuos peligrosos y su manejo.

Este fortalecimiento regulatorio se vio reforzado tras la firma de acuerdos comerciales como el Tratado de Libre Comercio de América del Norte (TLCAN) entre México, Estados Unidos y Canadá, y la creación de la Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte. En este contexto, en 1996 se promovió el desarrollo de planes regionales de acción para la atención de BPCs y otras sustancias que aún no estaban sujetas al Convenio de Estocolmo. Gracias a estos antecedentes, México llegó a la firma del Convenio con una experiencia previa en la gestión de sustancias peligrosas.

Tras la ratificación del Convenio de Estocolmo en 2003 por parte del Senado de la República, México adquirió una serie de compromisos orientados a cumplir con este tratado internacional. Para dar cumplimiento a estos compromisos, en 2007 se publicó el Plan Nacional de Implementación (PNI) con el objetivo *“establecer acciones encaminadas a la mejora de la calidad de vida de los habitantes del país y de las generaciones futuras, así como proteger los recursos naturales y servicios ambientales”* (SEMARNAT, 2007b).

El PNI fue diseñado como un instrumento que permitirá identificar y caracterizar las actividades generadoras de COPs en el territorio nacional, permitiendo adoptar medidas efectivas, factibles y aceptables para su mitigación. Sin embargo, la elaboración de una línea base confiable enfrentó diversas dificultades, entre ellas la incertidumbre asociada a la confidencialidad, falta de confiabilidad o insuficiencia de la información disponible. Para superar estas limitaciones, el desarrollo del PNI involucró un enfoque colaborativo de

actores gubernamentales, instituciones académicas, el sector industrial, organizaciones no gubernamentales (ONG) y la sociedad civil (Villada Canela, 2015).

El plan se estructuró en torno a ocho Planes de Acción:

- I. Mejora del régimen jurídico y de la capacidad institucional para la gestión de COPs y otras sustancias.
- II. Evaluación de los efectos en la salud y el medio ambiente de los COPs y de sus implicaciones socioeconómicas.
- III. Eliminación de bifenilos policlorados.
- IV. Eliminación de la liberación al ambiente de plaguicidas COPs.
- V. Reducción o eliminación de la liberación al ambiente de COPs no intencionales.
- VI. Desarrollo de capacidades analíticas confiables sobre plaguicidas COPs, BPC, HCB y dioxinas.
- VII. Integración de inventarios de información sobre COPs en un sistema unificado.
- VIII. Comunicación, sensibilización y participación ciudadana (SEMARNAT, 2007b)

Además, se crearon mecanismos de implementación para estas acciones entre los que destacan la conformación de grupos de representantes de la SEMARNAT y organismos aliados, la elaboración de talleres para determinar objetivos, actividades, gestión, responsabilidades y funciones específicas. Además, se promovieron actividades de seguimiento, registro, evaluación y difusión de los avances, para la generación de datos confiables sobre las concentraciones de COPs, la elaboración de avances y evaluación, y la corrección de desviaciones en el PNI (SEMARNAT, 2007b).

De manera conjunta se crearon indicadores de ejecución y de eficacia diseñados para medir la ejecución de las actividades planificadas como el uso eficiente de los recursos asignados, permitiendo medir el impacto real de estas acciones en términos de la reducción y/o eliminación de los COPs en el ambiente (SEMARNAT, 2007b).

Desde su publicación inicial el PNI ha sido actualizado una sola vez, en el año 2016 (SEMARNAT, 2017). Esta actualización tuvo dos necesidades principales: por un lado, la incorporación de nueve nuevos COPs establecidos por el Convenio de Estocolmo (para un total de 21 COPs) y por el otro, la necesidad de simplificar la estructura del plan ante su complejidad original y los cambios en la visión gubernamental de la nueva administración. Como resultado se eliminó el plan de acción VII relativo a la integración de inventarios de información sobre COPs en un sistema unificado.

En esta actualización, se dio prioridad a los Planes de Acción III, IV y VI, que se centran en la eliminación de COPs de uso industrial, la reducción de plaguicidas COPs y el fortalecimiento de capacidades analíticas confiables para su identificación y monitoreo.

Para respaldar estas acciones, se solicitó un financiamiento internacional aproximado de 23 millones de dólares a través de convenios con organismos como el Banco Mundial, el Banco Interamericano de Desarrollo, el Banco de Desarrollo de América del Norte, el Banco Europeo de Inversiones, así como programas de la ONU (PNUMA, PNUD, ONUDI) y acuerdos bilaterales de cooperación con Estados Unidos y Canadá. Este financiamiento se destinó principalmente a fortalecer el régimen jurídico y la capacidad institucional en la gestión de COPs (SEMARNAT, 2017)

Los recursos obtenidos permitieron ejecutar acciones tales como: la evaluación de los efectos de los COPs en la salud y el medio ambiente, la eliminación de COPs utilizados en la industria, la reducción de la liberación de plaguicidas con COPs, la disminución de los COPs no intencionales, el desarrollo de capacidades analíticas, y la promoción de la comunicación, sensibilización y participación ciudadana (Tabla 5.3). Estas inversiones han sido clave para impulsar la implementación efectiva de los compromisos adquiridos en el marco del Convenio de Estocolmo.

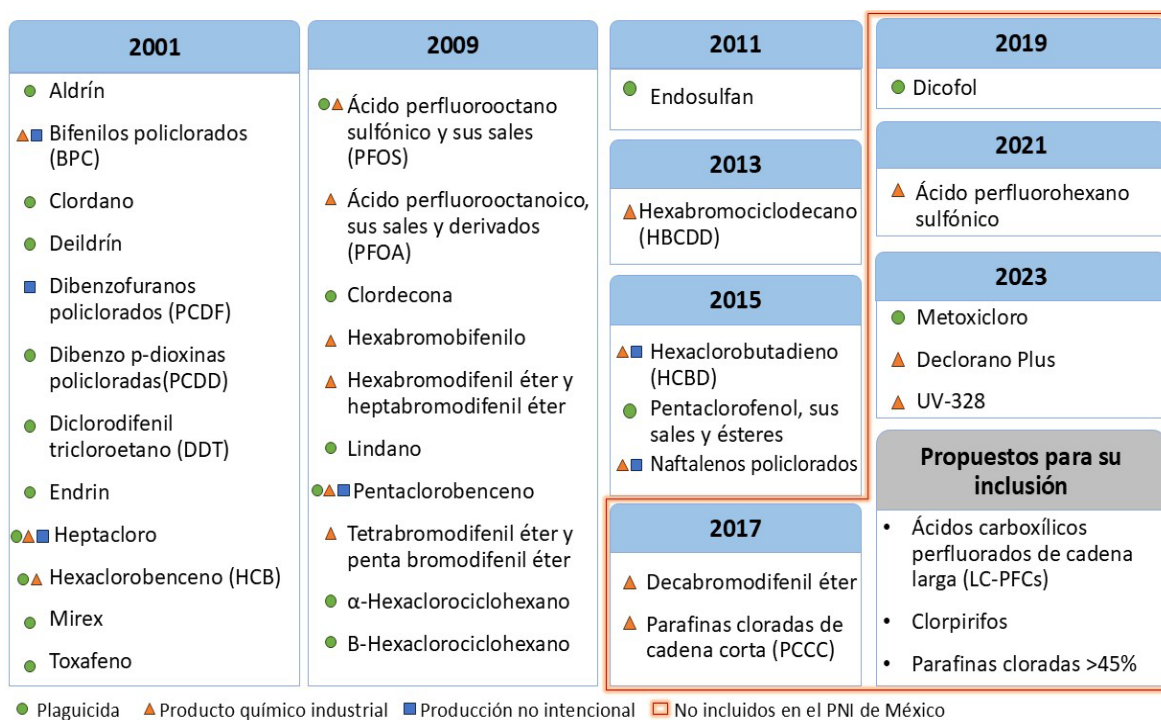
**Tabla 5.3. Costos estimados de las acciones del PNI del Convenio de Estocolmo en México** (Elaboración propia con información de (SEMARNAT, 2017)

Plan de Acción	Costo total estimado (USD)
Mejora del régimen jurídico y de la capacidad institucional para la gestión de COP y otras sustancias	\$ 164,239
Evaluación de los efectos de los COP en la salud y el ambiente, así como de sus implicaciones socioeconómicas	\$ 571,372
Eliminación de COP de uso industrial	\$ 11,619,532
Eliminación de la liberación al ambiente de plaguicidas que son COP	\$ 7,345,392
Reducción o eliminación de la liberación al ambiente de COPNI	\$ 509,168
Desarrollo de capacidades analíticas confiables	\$ 1,648,018
Comunicación, sensibilización y participación ciudadana	\$ 1,153,171
<b>TOTAL</b>	<b>\$ 23,010,892</b>

La última Conferencia de las Partes (CoP 11) del Convenio de Estocolmo, que tuvo lugar en mayo de 2023 en conjunto con los Convenios de Basilea y Rotterdam. En esta reunión se aprobaron la inclusión de los compuestos Metoxicloro, Declorano Plus y UV-328 al Anexo A, lo que implica su eliminación progresiva.

También se presentó el segundo informe de evaluación de eficacia de Convenio y se acordó mantener el plan de vigilancia global. Se actualizó el mecanismo de financiamiento para apoyar a países en desarrollo, y se reforzaron las acciones de asistencia técnica.

Así mismo, se solicitó a los países miembro reportar medida para prevenir el tráfico ilícito de productos químicos y residuos peligrosos (UNEP 2023). Estos acuerdos implican nuevos compromisos que México deberá considerar en futuras actualizaciones del PNI. En la Figura 5.3 se presentan los COPs incluidos en el Convenio de Estocolmo hasta el año 2023.



**Figura 5.3. Estado de COPs en México por año de inclusión al convenio de Estocolmo y propuestos para su inclusión hasta 2023** (Elaboración propia con información de (UNEP, 2023c)

En este contexto, el Artículo 7 del Convenio de Estocolmo referente a los planes de aplicación, establece que:

*“Cada Parte elaborará un plan para el cumplimiento de sus obligaciones [...] y revisará y actualizará su plan de aplicación a intervalos periódicos, cuando se realicen cambios en las obligaciones estipuladas en el Convenio o en sus Anexos”* (Convenio de Estocolmo Sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes, 2020).

No obstante, México ha cumplido parcialmente con este compromiso, ya que no ha presentado nuevas actualizaciones oficiales del PNI desde 2016. En su lugar, informado sobre los avances únicamente a través de reportes electrónicos.

Esta situación fue reconocida en el Quinto Informe Electrónico del Convenio de Estocolmo presentado por la Secretaría de Relaciones Exteriores (SRE, 2022), en el que se detalla que, si bien existen diversas actividades institucionales relacionadas con la gestión de COPs, como la elaboración de planes de acción regionales, la identificación de productos que contienen COPs, la recopilación de datos sobre fuentes y liberaciones al medio ambiente, así como la evaluación de su presencia, niveles y tendencias en la salud humana y el medio ambiente; dichas acciones no han sido suficientes para consolidar una estrategia nacional robusta. También se han desarrollado materiales de difusión de riesgos de los COPs y metodologías para elaborar inventarios y técnicas analíticas para la cuantificación.

No obstante, estos esfuerzos se han enfrentado a limitaciones estructurales importante, particularmente el Plan de Acción VI orientado al fortalecimiento de capacidades analíticas. En la tabla 5.4 se muestra el estado actual de este Plan de Acción.

**Tabla 5.4. Situación actual del plan de acción VI sobre capacidades analíticas para la medición de COPs en México.**

<b>LINEA DE ACCIÓN / OBJETIVO</b>	<b>PRODUCTOS PLANIFICADOS</b>	<b>ESTADO ACTUAL</b>
<p><b>Mejora de la aptitud técnica e intercomparación de laboratorios que realizan análisis de COPs</b></p> <p>Que México evalúe de manera confiable la eficacia en la ejecución del PNI del Convenio de Estocolmo en términos de prevención y reducción de la liberación de COPs al ambiente y de sus riesgos, y comparta su capacidad de evaluación con países de la región de América Central y del Caribe</p>	<p>Guía de lineamientos y procedimientos para el fortalecimiento de capacidades analíticas.</p>	<p>Se elaboraron guías de muestreo y análisis, pero aún no han sido socializadas.</p>
	<p>Red nacional de laboratorios para análisis de COPs.</p>	<p>No existe una red de laboratorios operativa; solo acercamientos preliminares con laboratorios públicos y privados.</p>
	<p>Normas mexicanas para la medición de BPC, plaguicidas COPs, dioxinas y furanos en matrices de interés.</p>	<p>No se ha desarrollado un paquete normativo integral. Únicamente se actualizó la NOM-133-SEMARNAT-2015 para BPCs.</p>
<p><b>Fortalecimiento de la capacidad de análisis de Dioxinas y Furanos</b></p> <p>Que México sea autosuficiente en términos de medición confiable de la eliminación y reducción de la liberación de Dioxinas y Furanos al ambiente y de sus riesgos y comparta su capacidad en la materia con países de la región de América Central y el Caribe</p>	<p>Fortalecimiento de laboratorios públicos para la detección de dioxinas y furanos</p>	<p>CENAPA cuenta con un laboratorio en operación para dioxinas y furanos.</p>
	<p>Fortalecimiento de laboratorios privados para la detección de dioxinas y furanos</p>	<p>No se han realizado inversiones</p>
	<p>Acreditación de métodos de prueba para dioxinas y furanos.</p>	<p>Existe un sistema nacional de acreditación operado por la EMA y aprobado por PROFEPA; algunos laboratorios acreditados para plaguicidas COPs y BPCs.</p>
	<p>Estudios comparativos con valores de referencia certificados.</p>	<p>No se han realizado estudios comparativos validados.</p>
<p><b>Evaluación de la eficiencia en el cumplimiento del Convenio de Estocolmo</b></p> <p>Que México genere los datos requeridos para confirmar la eficacia en el cumplimiento de las obligaciones derivadas del Convenio de Estocolmo</p>	<p>Programa de monitoreo y evaluación ambiental de COPs.</p>	<p>No existen programas de estudios básicos.</p>
	<p>Programa de estudios básicos para determinar situación y tendencias de COPs y niveles de exposición.</p>	<p>No existen programas de estudios básicos.</p>

**EMA:** Entidad Mexicana de Acreditación

**CENEPA:** Centro Nacional de Servicios de Constatación en Salud Animal

**PROFEPA:** Procuraduría Federal de Protección al Ambiente

Fuente: Elaboración propia con información de (SEMARNAT, 2017)

De acuerdo con la información presentada en la Tabla 5.4, México cuenta con capacidad analítica en laboratorios de instituciones públicas y privadas para el análisis de COPs. Sin embargo, persiste la necesidad de ampliar el número de instituciones participantes para fortalecer las capacidades técnicas, e implementar una red de colaboración interinstitucional que permita generar información en materia de muestreo, análisis, monitoreo de COPs y evaluación del cumplimiento de las obligaciones establecidas en el Convenio de Estocolmo.

Estos rezagos destacan la ausencia de un marco normativo e institucional sólido, la escasez de recursos financieros y humanos, las deficiencias en la capacidad técnica nacional y la falta de datos actualizados, lo cual ha impedido actualizar el PNI durante casi una década (SRE, 2022). Como resultado, si bien los compuestos listados antes de 2012 se encuentran en su mayoría contemplados en regulaciones nacionales, muchas de las sustancias añadidas entre 2015 y 2023, como el dicofol, metoxicloro, pentaclorofenol y las parafinas policloradas no están integradas en el marco regulatorio vigente, lo que refleja un desfase importante entre las obligaciones internacionales y las acciones nacionales.

En un intento por avanzar en la vigilancia ambiental de estas sustancias, México estableció el Programa Nacional de Monitoreo y Evaluación Ambiental (PRONAME), que tiene como objetivo evaluar y vigilar la presencia de sustancias tóxicas, incluidos los COPs en el medio ambiente. Sin embargo, su alcance operativo sigue siendo limitado (SEMARNAT, 2017).

Además, persisten otros desafíos, como la falta de evaluación sistemática sobre la eficacia de las políticas públicas, así como las dificultades de la SEMARNAT para ejecutar el Plan de Acción VIII del PNI original (Plan de Acción VII del PNI 2016) para la comunicación, sensibilización y participación ciudadana, debida a falta de recursos y la dificultad para desarrollar un inventario de estas sustancias. Esto debido a la falta de información oficial de sustancias químicas y productos que los contienen. A ello se suma el elevado costo de la destrucción de COPs, y la falta de instalaciones mejoradas y certificadas en el territorio nacional. Esta situación obliga a México a exportarlos a otros países para su eliminación, principalmente a Estados Unidos (SEMARNAT, 2017; SRE, 2022), lo que representa una carga económica y logística adicional.

En consecuencia, la gestión de los COPs en México presenta importantes rezagos, especialmente en lo referente al tratamiento y disposición final de estas sustancias. En la

tabla 5.5. se presenta de manera general el estado actual de los COPs en México, y las medidas regulatorias adoptadas.

**Tabla 5.5. Estado actual de los COPs en México como resultado de la aplicación del Convenio de Estocolmo**

SUSTANCIA	ESTADO AL 2023	SUSTANCIA	ESTADO AL 2023
<b>Ácido Perfluorooctano sulfónico y sus sales (PFOS)</b>	Sin medidas jurídicas / administrativas. Diagnóstico inicial	<b>Hexabromobifenilo</b>	Sin medidas jurídicas / administrativas. Sin inventario ni diagnóstico.
<b>Ácido Perfluorooctanoico, sus sales y derivados (PFOA)</b>	Sin medidas jurídicas / administrativas. Sin inventario ni diagnóstico.	<b>Hexabromociclododecano (HBCDD)</b>	Sin medidas jurídicas / administrativas. Importado y usado hasta 2016.
<b>Aldrin</b>	Se prohíbe su producción, importación, comercialización y uso.	<b>Hexabromodifenil éter y heptabromodifenil éter</b>	Sin medidas jurídicas / administrativas. Sin inventario ni diagnóstico.
<b>Bifenilos policlorados (BPC)</b>	Se prohíbe su importación. En segunda fase del proceso de eliminación	<b>Hexaclorobenceno (HCB)</b>	Sin registro de uso
<b>Clordano</b>	Se prohíbe su importación. Eliminado voluntariamente.	<b>Hexaclorobutadieno (HCBDD)</b>	Sin medidas jurídicas / administrativas. Sin inventario ni diagnóstico.
<b>Clordecona</b>	Se prohíbe su uso. Sin registro como plaguicida.	<b>Lindano</b>	En proceso de eliminación. Se prohíbe su uso e importación. Se retiró el registro de uso como plaguicida.
<b>Decabromodifenil éter</b>	Sin inventario ni diagnóstico.	<b>Mirex</b>	Se prohíbe su producción, importación, comercialización y uso.
<b>Deildrin</b>	Se prohíbe su producción, importación, comercialización y uso.	<b>Naftalenos policlorados</b>	Sin medidas jurídicas / administrativas. Sin inventario ni diagnóstico.
<b>Dibenzofuranos policlorados (PCDF)</b>	Inventario inicial por estimación. Sin diagnóstico	<b>Parafinas policloradas de cadena corta (PCCC)</b>	Sin medidas jurídicas / administrativas. Sin inventario ni diagnóstico.
<b>Dibenzo-p-dioxinas policloradas (PCDD)</b>	Inventario inicial por estimación. Sin diagnóstico	<b>Pentaclorobenceno</b>	Sin medidas jurídicas / administrativas. Sin registro de uso como plaguicida.
<b>Diclorodifenil tricloroetano (DDT)</b>	Uso restringido al combate de vectores transmisores de enfermedades. Se prohíbe su importación	<b>Pentaclorofenol, sus sales y esterés</b>	En proceso de eliminación. Se prohíbe su producción, uso, importación y exportación. Se retiró el registro como plaguicida.
<b>Dicofol</b>	Sin medidas jurídicas / administrativas. Sin inventario ni diagnóstico.	<b>Tetrabromodifenil éter y penta bromodifenil éter</b>	Sin medidas jurídicas / administrativas. Diagnóstico inicial
<b>Endosulfan</b>	Se prohíbe su importación y uso. Se retiró el registro como plaguicida.	<b>Toxafeno</b>	Sin registro de uso
<b>Endrin</b>	Se prohíbe su producción, importación, comercialización y uso.	<b>α-Hexaclorociclohexano</b>	Se prohíbe su importación. Sin registro en México
<b>Heptacloro</b>	Sin registro de uso	<b>β-Hexaclorociclohexano</b>	Se prohíbe su importación. Sin registro en México

Elaboración propia con información de INEEC 2017; Mendoza Cantú and Ize Lema 2017; SEMARNAT 2017, SEGOB 2023.

Así, la falta de un PNI actualizado no solo limita la capacidad de México para cumplir con los plazos establecidos para la eliminación de sustancias peligrosas, sino que también afecta la vigilancia y la implementación de estrategias para mitigar los riesgos ambientales y de salud asociados a estos compuestos.

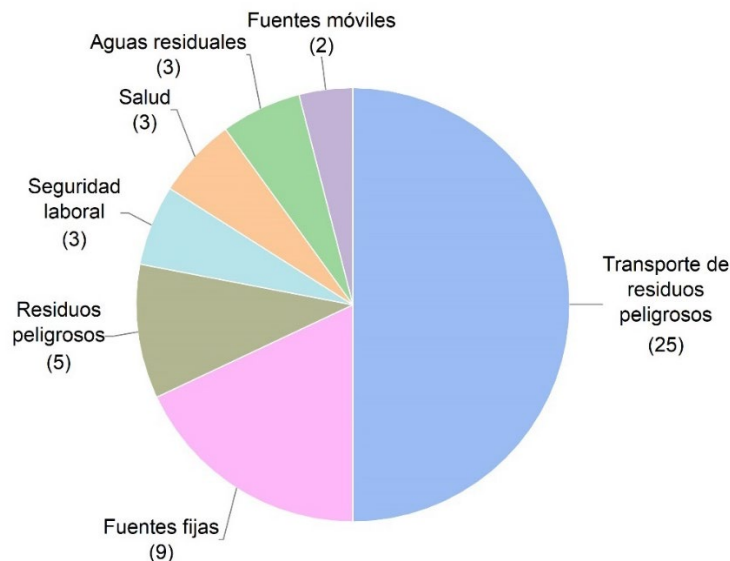
Ante este panorama de rezago en la actualización del PNI y la limitada incorporación de nuevos COPs, el fortalecer el marco normativo nacional se convierte en un factor clave para garantizar una gestión adecuada de estas sustancias. La legislación aplicable no solo establece los principios y obligaciones en materia de producción, uso, manejo y disposición de las sustancias químicas peligrosas, sino que también constituye la base para alinear las acciones nacionales con los compromisos internacionales adquiridos con el Convenio de Estocolmo.

#### **5.3.4. Legislación que sustenta el plan nacional de implementación del Convenio de Estocolmo en México**

Considerando los rezagos identificados en la actualización del PNI en 2017 y las dificultades para incorporar nuevos COPs al marco de gestión nacional, resulta fundamental analizar el papel que desempeña la legislación nacional para el control de estas sustancias. En México, existe un marco jurídico amplio que regula las sustancias a lo largo de todo su ciclo de vida con el objetivo de proteger la salud humana y el medio ambiente.

Este marco legal comprende leyes como la Ley General de Salud, la Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA), la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de Residuos (LGPGIR), la Ley Federal de Sanidad Vegetal, la Ley de Aguas Nacionales, entre otras; así como sus respectivos reglamentos. En conjunto, estas disposiciones legales regulan aspectos fundamentales relacionados con su producción, importación, exportación, etiquetado, manejo, transporte y disposición final, así como la evaluación de sus riesgos para la salud humana y el medio ambiente.

Derivado de estas leyes se han publicado 51 NOM relevantes para el control de sustancias químicas peligrosas y aguas residuales, de las cuales 48 establecen criterios específicos para identificación, cuantificación, clasificación y gestión de estas sustancias, además de fijar los límites máximos permisibles de contaminantes provenientes de fuentes fijas y móviles (ver Figura 5.4 y ANEXO IV).



**Figura 5.4. Normas Oficiales Mexicanas (NOM) relacionadas con la gestión de sustancias químicas peligrosas y aguas residuales** (Elaboración propia, con información de Secretaría de Economía 2023)

Entre las NOM más relevantes se encuentran la NOM-052-SEMARNAT-2005 que establece los criterios para determinar cuándo un residuo es considerado peligroso, así como las características que lo clasifican como tal. Además, proporciona el listado de los residuos peligrosos, basado en su composición y propiedades químicas que establece los límites que hacen que un residuo sea considerado peligrosos por su toxicidad al medio ambiente. La NOM-127-SSA1-2021 que define los criterios y estándares de calidad del agua potable en México con el fin de proteger la salud humana de la población que la consume al establecer los límites máximos permisibles de diversos contaminantes como microorganismos patógenos, sustancias químicas, metales pesados y compuestos orgánicos; y la NOM-232-SSA1-2009 que establece los requisitos del envase, embalaje y etiquetado de plaguicidas para uso agrícola, forestal, pecuario, jardinería, urbano, industrial y doméstico.

En contraste, únicamente tres NOM regulan las aguas residuales, la NOM-001-SEMARNAT-2021, que entró en vigor el 11 marzo de 2023, que incorpora importantes actualizaciones como la medición de DQO, toxicidad y color, la actualización de límites máximos permisibles en SST, pH y temperatura, y el reemplazo de DBO<sub>5</sub> por COT, con el objetivo de proteger y preservar la calidad del agua, evitando su contaminación por la descarga de aguas residuales a cuerpos de agua. La NOM-002-SEMARNAT-1997 que tiene por objeto regular y establecer los límites máximos permisibles de contaminantes presentes

en las descargas de aguas residuales hacia los sistemas de alcantarillado, y la NOM-003-SEMARNAT-1996 que regula y establece los límites máximos permisibles de contaminantes presentes en las aguas residuales tratadas susceptibles de reúso en el llenado de lagos y canales artificiales, actividades recreativas o riego de parques y jardines.

Es importante señalar que, en esta revisión, no se identificaron Leyes, reglamentos ni normas que mencionen directamente o regulen a las aguas residuales con presencia de COPs, lo que representa un vacío crítico en el marco normativo actual. Este vacío normativo resalta la urgencia de impulsar reformas legislativas que permitan incorporar estándares específicos para el control y manejo de estos de estos compuestos en aguas residuales.

Ante este panorama, resulta necesario revisar las propuestas legislativas que han buscado fortalecer el marco jurídico nacional en materia de contaminantes orgánicos persistentes y aguas residuales. Analizar dichas propuestas permite identificar los avances y retos en la construcción de una regulación más efectiva para el control de los COPs, particularmente en lo que respecta a su presencia en aguas residuales.

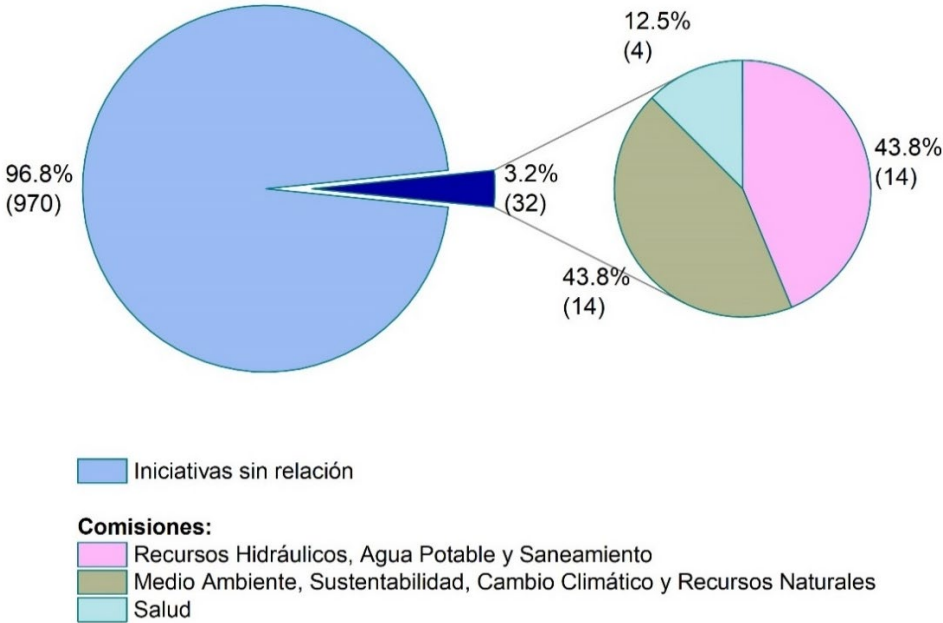
### **5.3.5. Iniciativas de reforma de ley presentadas para el fortalecimiento del marco legal mexicano**

Una iniciativa de ley representa el primer paso dentro del proceso legislativo, mediante el cual actores facultados como el presidente de la República, las legislaturas estatales, Diputados federales, Senadores o los ciudadanos en un número mayor o igual al 0.13% de la lista nominal de electores; proponen la creación, eliminación o reforma (derogación, adición o modificación) de una o varias disposiciones jurídicas (Morineau, 2001). Estas propuestas tienen por objetivo modificar el marco institucional mexicano para adecuarlo a las necesidades y realidades nacionales e internacionales (Bárcena Juárez, 2018).

En este sentido, la revisión de las iniciativas de ley presentadas por la LXIV y LXV Legislaturas de la Cámara de Diputados, puede ser una forma de evaluar el interés y el compromiso legislativo hacia el fortalecimiento del marco legal mexicano en materia de COPs y aguas residuales como lo establece el PNI en su Plan de Acción I sobre la mejora del régimen jurídico y de la capacidad institucional para la gestión de COPs y otras sustancias Tóxicas.

Del análisis de un total de 1002 iniciativas revisadas hasta el 15 de mayo de 2023, 654 fueron presentadas por Comisión de Salud, 66 por la Comisión de Recursos Hidráulicos, Agua Potable y Saneamiento y 291 por la Comisión de Medio Ambiente, Sustentabilidad,

Cambio climático y Recursos Naturales, únicamente 3.2% (32 iniciativas) abordan temas relacionados con las aguas residuales y los COPs, como se muestra en la figura 5.5



**Figura 5.5. Iniciativas de ley relacionadas con la gestión de COPs y aguas residuales presentadas hasta el 15 de mayo de 2023 por la Comisión de Salud, la Comisión de Medio Ambiente, Sustentabilidad, Cambio Climático y Recursos Naturales y la Comisión de Recursos Hidráulicos, Agua Potable y Saneamiento (Elaboración propia, 2023 con información de la Cámara de Diputados LXIV y LXV Legislaturas)**

De estas, solo dos han sido aprobadas: la primera, promovida por la Comisión de Recursos Hidráulicos propone exhortar a las personas físicas y morales que descarguen aguas residuales a modificar sus procesos para utilizar materiales biodegradables, además de incrementar las multas por el uso inadecuado del agua. La segunda, impulsada por la Comisión de Medio Ambiente, plantea prohibir el uso de compuestos restringidos en tratados internacionales, privilegiando el principio precautorio para prevenir la degradación ambiental.

Aunque estas iniciativas constituyen avances relevantes, su enfoque aún es parcial y aislado, lo que refleja la necesidad de impulsar una agenda legislativa más articulada y sistemática para abordar de manera integral los desafíos que plantean los COPs en México, especialmente en relación con su presencia en aguas residuales.

Del análisis de las 30 iniciativas restantes relacionadas con la gestión de aguas residuales y COPs, se identificaron los siguientes hallazgos relevantes:

- La mayoría de las iniciativas se enfocan en reformar o adicionar artículos a cuatro leyes clave: la Ley General de Salud, la Ley de Aguas Nacionales, la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, y la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos.
- Ninguna iniciativa menciona de forma explícita a los COPs. En su lugar, se utilizan términos como “plaguicidas”, “sustancias peligrosas”, “sustancias tóxicas”, “contaminantes prohibidos” y “residuos peligrosos”.
- Aunque no se menciona directamente al Convenio de Estocolmo, algunas iniciativas hacen referencia genérica a “tratados internacionales de los que México sea parte”.
- Fue desechada una iniciativa que proponía prohibir la producción, importación y almacenamiento de agroquímicos altamente tóxicos que contengan endosulfán, captafol, monocrotofos, paratión metílico, carbofurán, fosfamidón, glifosato, metamidophos, alaclor, carbosulfán y disufotón.
- El 53% de las iniciativas (17) abordan temas relacionados con aguas residuales, mientras que el 47% (15) están vinculadas a los COPs.
- Las propuestas sobre aguas residuales abordan la aplicación e incremento de multas, prevención de la contaminación, gestión integral de las aguas residuales y saneamiento de cuerpos de agua contaminados.
- Las iniciativas relacionadas con COPs abordan temas como el manejo de residuos electrónicos, residuos sólidos urbanos, residuos peligrosos y la regulación del uso de plaguicidas.
- Algunas iniciativas llaman a establecer un marco jurídico para el tratamiento y disposición adecuados de residuos peligrosos, en coordinación con los tres niveles de gobierno.
- Se propone incorporar el principio de responsabilidad extendida del productor, especialmente en el caso de envases de medicamentos, agroquímicos y residuos electrónicos.
- Algunas iniciativas exhortan a los municipios a firmar convenios de colaboración para proteger y mejorar la calidad del agua en cuencas compartidas.

- Se sugiere actualizar cada tres años las NOM relativas al uso de plaguicidas, incorporando estándares internacionales para establecer límites máximos permisibles de estas y otras sustancias peligrosas.
- Se plantea la coordinación entre CONAGUA, la SEP y el sector empresarial en la promoción de talleres sobre la cultura del agua en centro urbanos, entidades de gobierno y fábricas haciendo énfasis en las ventajas del tratamiento y reúso de las aguas residuales
- No se encontraron evidencias de propuestas específicas que establezcan planes de monitoreo o vigilancia para detectar y controlar la presencia de COPs en aguas residuales.

De acuerdo con los hallazgos anteriores, se puede observar que, si bien existen avances en la legislación en materia de COPs y aguas residuales, también existen limitaciones que debilitan el fortalecimiento del marco legal mexicano. En primer lugar, la mayoría de las iniciativas revisadas se enfocan en reformar parcialmente las leyes existentes, sin proponer nuevas herramientas jurídicas ni mecanismos institucionales que permitan abordar de forma integrada los desafíos ambientales actuales. Este enfoque revela una tendencia reactiva orientada a realizar ajustes específicos, en lugar de impulsar transformaciones estructurales que aborden la complejidad de las aguas residuales contaminadas con COPs.

Además, se observa el uso generalizado de términos ambiguos como "sustancias tóxicas", "residuos peligrosos", "contaminantes prohibidos" o "tratados internacionales", sin la mención explícita a los COPs ni al Convenio de Estocolmo. Esta falta de precisión técnica y jurídica limita la capacidad del marco normativo para generar respuestas eficaces, al tiempo que refleja un bajo nivel de articulación entre los compromisos internacionales adquiridos por México y su implementación legislativa particularmente en lo referente al Plan de Acción I del PNI, que busca mejorar el régimen jurídico e institucional para la gestión de COPs.

Otro aspecto crítico es la baja proporción de iniciativas aprobadas, ya que de las 32 identificadas, solo dos (6.2%) fueron aprobadas, lo que evidencia una limitada voluntad política o una baja prioridad del tema en la agenda legislativa nacional. Este bajo índice de aprobación puede ser explicado, como lo señala (Bárcena Juárez, 2018), por la tendencia común de algunos legisladores a priorizar su futuro político sobre la calidad de sus propuestas, lo que incrementa la posibilidad de que las iniciativas queden pausadas o sean

rechazadas. Ante este panorama, es necesario contar con criterios de calidad que permitan evaluar tanto el desempeño legislativo como la calidad de las iniciativas presentadas.

Por otro lado, se identifica una clara desconexión entre las iniciativas relacionadas con aguas residuales y aquellas centradas en la regulación de sustancias peligrosas, lo que impide una visión sistémica del problema. Incluso en las iniciativas que fueron aprobadas no establecer relaciones entre la gestión de las aguas residuales y los COPs, lo que limita la visión integral de la problemática ambiental. Esta fragmentación normativa sugiere que el marco legal mexicano no solo es incompleto, sino también desarticulado, y no responde adecuadamente a los principios de precaución, prevención e integración que deberían guiar la política ambiental contemporánea (Alfie Cohen, 2007; Provencio Durazo, 2004).

Por último, aunque algunas iniciativas proponen la actualización periódica de algunas NOM, no se establece que esta revisión sea obligatoria ni se vincula al avance científico o a los cambios en los lineamientos internacionales, lo cual limita su relevancia y eficacia. En conjunto, estos elementos muestran que los esfuerzos actuales aún resultan insuficientes para dar cumplimiento a los compromisos adquiridos por México en el marco del Convenio de Estocolmo y hace necesario construir una legislación integral que reconozca explícitamente a los COPs, los vincule con la gestión del agua y contemple mecanismos de seguimiento, fiscalización y actualización legal y normativa. De no atenderse estas deficiencias, se corre el riesgo de mantener un marco legal fragmentado, poco efectivo y alejado de los estándares internacionales en materia de protección ambiental y salud pública.

### **5.3.6. Perspectiva de intereses locales sobre la gestión de las aguas residuales contaminadas con COPs**

Aunque el marco legal actual parece robusto debido al número de Leyes y NOM con las que México cuenta en materia de protección ambiental, la realidad es mucho más compleja. Ya que a pesar de que las disposiciones legales, y las estrategias institucionales están bien definidas sobre el papel, en la práctica han resultado insuficientes y no se han reflejado en propuestas concretas ni en soluciones visibles para hacer frente a los problemas ambientales actuales. De acuerdo con (Padilla López, 2022), esto se explica debido a la escasa cultura del respeto a la legalidad entre la ciudadanía, a la corrupción, la incapacidad de las autoridades y/o a la escasez de recursos materiales, financieros y humanos del Estado en la aplicación de las leyes.

Para comprender mejor esta desconexión, se llevó a cabo una fase cualitativa mediante entrevistas semiestructuradas a actores clave de los sectores institucionales, académico y social. Esta aproximación permitió contrastar la información documental con la experiencia cotidiana de quienes están directamente involucrados en la gestión ambiental, y al mismo tiempo permitió identificar los principales obstáculos, tanto normativos como de recursos técnicos y financieros, que limitan la adopción de tecnologías adecuadas para el tratamiento de las aguas residuales con presencia de COPs.

#### 5.3.6.1. *Situación ambiental actual en la región.*

Los seis informantes coincidieron en señalar que la problemática ambiental de la región es profunda y multifactorial, afectando tanto la calidad de vida de los habitantes como a los ecosistemas locales. La mayoría describió escenarios caracterizados por el deterioro progresivo de los cuerpos de agua, la degradación del suelo y la pérdida de biodiversidad, fenómenos que se han intensificado en las últimas décadas debido al crecimiento urbano, el cambio de uso de suelo y la expansión de las actividades agrícolas. Estas problemáticas han sido reportadas con anterioridad por Flores Cesareo et al., (2020); Ortega Vázquez et al., (2023) y Navarro Frómata and Aviña (2023).

Al respecto, el informante 1 expresó *“Hemos visto cómo la zona que antes era rica en recursos naturales ahora enfrenta problemas de contaminación en todos lados [...] ya no es la misma región de hace 30 años”*. En el mismo sentido, el informante 6 y señaló: *“todo lo que antes era monte hoy son campos de cultivo”*, mientras que el informante 5 subrayó la falta de información oficial: *“todos sabemos que el agua está contaminada, pero nadie nos dice nada”*

Este deterioro ambiental también se vincula con factores estructurales, como los cambios de uso de suelo y gestión de residuos. El informante 4 señala que: *“se observa un cambio drástico en el uso de suelo, que agrava la situación ambiental”* mientras que el informante 5 añadió: *“la acumulación de basura y su disposición incierta agravan la situación ambiental”* contribuyen a la contaminación de ríos y arroyos, cerrando un círculo vicioso donde el deterioro ambiental se refuerza a sí mismo.

De todas las problemáticas ambientales, la contaminación del agua sobresale como una de las preocupaciones más relevantes de la región que se ha intensificado con el tiempo debido a múltiples factores como las descargas municipales sin tratamiento, escorrentía

agrícola, residuos industriales y un manejo inadecuado de residuos sólidos (Navarro Frómata & Aviña, 2023). Diversos actores locales coinciden en señalar que el deterioro del río Nexapa y otras fuentes hídricas están vinculadas tanto a prácticas institucionales deficientes como a hábitos sociales arraigados, lo que dificulta la gestión del recurso.

En este sentido, el deterioro de la calidad del agua de río Nexapa es una preocupación constante entre los entrevistados, y que puede rastrearse según relatan, hasta hace más de cuatro décadas. El informante 5 afirma que *“el agua del río Nexapa está contaminada hace más de 40 años”*. Por su parte, el informante 6 relata el inicio del problema y su evolución: *“cuando empezaron a desviar agua del canal del Portezuelo [...] el río se empezó a enturbiar [...] todos los peces desaparecieron [...] poco a poco empezó a oler mal [...] huele a veces insoportable, hay espuma y basura”*. Estas observaciones permiten dimensionar un proceso de degradación ambiental sostenido en el tiempo y estrechamente vinculado a decisiones en materia de gestión hídrica y uso del territorio.

En esta misma línea, se identifica que parte del problema se origina en el trasvase de agua que realiza la Central Hidroeléctrica Portezuelo I y II, que desvía el agua desde el río Atoyac en la Ciudad de Puebla, hasta la comunidad de Emilio Portes Gil para la generación de energía eléctrica y cuya agua es desviada mediante el canal el Portezuelo hacia el río Nexapa (Morales Moreno, 2012), incorporando una carga importante de contaminantes desde su punto de origen.

Al respecto el informante 1 señaló *“Esta agua se trae de la Ciudad de Puebla es un agua muy contaminada [...] un agua residual de pésima calidad [...] lo que impacta al río desde donde se produce este trasvase que es Santo Domingo Atoyatempan”*. Esta preocupación es reforzada por el informante 3, quien precisa tanto el volumen y como el origen industrial del agua: *“la descarga a través del canal El Portezuelo de cuatro metros cúbicos por segundo [...] es prácticamente aguas residuales de todo el complejo industrial Puebla-Tlaxcala”*. Estas declaraciones no solo evidencian la magnitud del aporte contaminante, sino también su composición predominantemente industrial, lo que agrava de forma considerable los impactos ambientales sobre el río Nexapa.

En este sentido, el informante 1 destaca que: *“el río no tiene un caudal tan grande [...] prácticamente en la misma proporción que el agua que trae el canal”*, lo que implica

que el volumen de aguas residuales vertidas representa una parte significativa del caudal total y al mismo tiempo incrementa la complejidad de su composición con contaminantes de difícil remoción intensificando así el impacto a los ecosistemas acuáticos y a las comunidades aguas abajo.

El informante 3 resumió con claridad el panorama actual:

*“en el tema del agua tenemos los mayores problemas [...] tenemos pozos cuya agua se ve clarita pero tuvieron que clausurarse por las altas cantidades de metales pesados [...] tenemos una agricultura de riego que desperdicia seis veces el volumen necesario para atender las necesidades de riego [...] el agua regresa ya sea al subsuelo o al río por escurrimientos con valores altísimos de nitratos y pesticidas [...] se han encontrado fármacos en el agua del río y del subsuelo [...] [...] olvídate que haya peces [...] el único ser vivo que pudimos encontrar en el lecho del río es un macroinvertebrado que es un indicador muy fuerte de alta contaminación [...] es muy difícil recuperar el caudal que el río debería tener para que sea un río sano”.*

El deterioro de la calidad del agua del río Nexapa tiene implicaciones directas, no solo en términos ecológicos, sino también en los usos productivos que se hacen agua. Como explicó el informante 1, *“el río es prácticamente desviado al 100% para fines de riego”*, lo cual subraya la importancia de la agricultura en la economía local, la cual representa el 42% de las actividades económicas de la región (Secretaría de Economía, 2024). Este uso intensivo, sin embargo, se realiza en un contexto de escasez del recurso, lo que obliga a mantener el trasvase de aguas residuales desde Puebla: *“porque si no haces ese trasvase [...] al otro día los campesinos están tirados en el piso [...] porque no les va a alcanzar”*. Esta situación genera un círculo vicioso en el que se perpetúa la dependencia de aguas contaminadas para garantizar la producción agrícola, sin que existan condiciones adecuadas para su uso seguro.

En este contexto, el uso agrícola del agua contaminada del río resulta no solo frecuente, sino también atractiva para los productores. El informante 1 comentó que *“el agua contaminada es muy atractiva [...] porque tiene mucha materia orgánica”*, lo que puede traducirse en un crecimiento más rápido de los cultivos por la presencia de fuentes de Nitrógeno y Fosforo (UNESCO, 2017b). Al respecto el Informante 1 relata: *“si los riegas*

*con agua residual [...] esos rabanitos crecen preciosos*". Sin embargo, esta percepción de beneficio inmediato oculta riesgos importantes para la salud y el medio ambiente (González González & Chiroles Rubalcaba, n.d.). El mismo informante advierte: *"puede ser un problema a la salud humana por muchas cosas, o sea, hay que tener mucho cuidado"*, insistiendo en que *"hay que tratarla porque si no corres el peligro de afectar todos los ecosistemas vinculados a los campos de cultivo y puedes llegar a traer un problema a la salud humana"*.

Así, el agua contaminada del río sigue utilizándose ampliamente para el riego agrícola. El informante 6 señaló que *"para regar [...] sacamos con la bomba directamente del río [...] a veces usamos el agua que se desvía al canal como a 500 metros de la planta de tratamiento"*. Por su parte el informante 5 añadió que riega *"cada tres o cuatro días en temporada seca [...] según la necesidad del cultivo"*, lo que demuestra la regularidad con la que se emplea este recurso.

Las especies más cultivadas con esta agua son caña de azúcar, frijol y elote, según el informante 4 quien también apuntó que *"mucha gente utiliza el agua para riego de plantas y jardines en forma rudimentaria"*. Lo anterior está ligado con la percepción del riego, en este sentido el mismo informante advirtió que *"definitivamente la población desconoce los riesgos de utilizar aguas residuales tratadas para el riego de sus cultivos"*

Este desconocimiento y uso poco controlado representa un riesgo ambiental y sanitario. Como alertó el informante 1, *"hay que tratarla porque si no corres el peligro de afectar todos los ecosistemas vinculados a los campos de cultivo y puedes llegar a traer un problema a la salud humana"*. Y aunque el reúso agrícola del agua residual puede representar una alternativa viable en contextos de escasez hídrica, su implementación requiere condiciones técnicas adecuadas, tratamientos efectivos y un monitoreo constante que minimice los riesgos para la salud humana, los suelos agrícolas y la biodiversidad (IMTA & MMAyA, 2018; UNESCO, 2017b).

Los testimonios recopilados evidencian que la contaminación del agua no obedece únicamente a deficiencias técnicas o administrativas sino también a dinámicas sociales, culturales y políticas. Estas barreras estructurales y de percepción han contribuido a normalizar prácticas de riesgo, como el uso de aguas residuales sin tratar en la agricultura.

En este escenario, resulta indispensable analizar el papel que debería desempeñar la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) como un componente clave para garantizar un uso seguro de este recurso hídrico.

#### 5.3.6.2. Normatividad, responsabilidad ambiental y situación de la PTAR Izúcar de Matamoros

El funcionamiento de la PTAR Izúcar de Matamoros enfrenta múltiples desafíos estructurales, normativos y sociales que comprometen su capacidad para garantizar un tratamiento eficaz. Desde el punto de vista técnico, el informante 1 menciona que en los análisis previos a esta investigación *“estaba descargando por encima de DBO, por encima de carga microbiana”*. Esta situación ya era señalada en investigaciones previas (García-Zamora 2019) y por datos oficiales de CONAGUA (2021), lo que evidencia el incumplimiento de los límites establecidos por la normatividad ambiental vigente en ese momento. La PTAR fue construida para cumplir la NOM-001-SEMARNAT-1996, que regulaba las descargas de aguas residuales en cuerpo receptores. Sin embargo, esta NOM fue actualizada recientemente por la NOM-001-SEMARNAT-2021, que establece parámetros más estrictos para las descargas, lo cual representa un reto adicional para las PTAR que, como esta, ya operaban con dificultades para cumplir con la versión anterior.

Esta vulnerabilidad técnica se ve agravada por la falta de planeación. El Informante 2 señala que *“no hay programa de tratamiento de aguas residuales municipal”*, mientras que el informante 3 añade que *“la falta de aplicación estricta de la normatividad genera que los proyectos no sean efectivos”*. Desde la autoridad local, el discurso contrasta: *“se realizan estudios de laboratorio cada tres meses conforme a la normatividad establecida por la CONAGUA [...] y no se han observado incumplimientos recientes”* (Informante 4). No obstante, esta afirmación oficial resulta cuestionable frente a los reportes técnicos y percepciones ciudadanas que denuncian un funcionamiento deficiente (CONAGUA, 2021).

En cuanto a su diseño, la infraestructura de la PTAR presenta limitaciones estructurales desde su diseño original, al respecto el Informante 2 señala que: *“la planta está diseñada para tratar una carga específica [...] si le metes más, pues vas a tirar fuera de la Norma”* lo que es reforzado por el informante 1 *“está diseñada para una cosa, pero cuando tú le metes 3 veces eso que debía tratar echa a perder el sistema”*.

Además, advierte que los contaminantes presentes en las aguas residuales han evolucionado, sobre todo en el contexto de la pandemia por COVID-19 (Ekanayake et al., 2023). El informante 1 señala que, productos como el triclosán o el ciprofloxacino y tienen la capacidad de alterar gravemente los procesos biológicos: *“matan un montón de bacterias”*, lo que compromete los procesos de tratamiento biológico de las PTAR como lo son los filtros percoladores, afectando la eficacia de los procesos entre un 3 – 68 % dependiendo de la cantidad y concentración de los antimicrobianos (Pu et al., 2022). En palabras del Informante 3 los filtros percoladores de la PTAR *“ya no servían... ya no filtraban, ya no había biopelícula”*, y que incluso *“ya se salía el agua”*.

Aunque esto último no está relacionado con la presencia de contaminantes, si evidencia la falta de programas de mantenimiento preventivo y correctivo a la infraestructura, siendo necesario realizar intervenciones mayores como lo relata el informante 3 *“los filtros [...] se habían colapsado [...] ya estaban oxidados [...] lo que hicieron fue volver a hacer los contenedores [...] los hicieron de concreto [...] una inversión altísima”*

Más allá del deterioro físico o biológico, el diseño mismo de la PTAR es limitado. El informante 3 menciona al respecto *“el sistema está mal diseñado desde inicio [...] las dimensiones de los reactores no corresponden con la carga [...] hay que rediseñar”*, lo anterior es complementado por el Informante 2 al mencionar que se deben incluir contaminantes actualmente ausentes en muchas regulaciones nacionales e internacionales: *“se deben agregar [...] pesticidas, metales pesados, antibióticos”*.

Aunque desde el sistema operador SOSAPAMIM (Sistema Operador de los Servicios de Agua Potable y Alcantarillado del Municipio de Izúcar de Matamoros) se menciona que la carga de contaminantes es limitada al afirmar que *“el porcentaje casi total [de las aguas residuales] proviene de las viviendas y de los comercios [...] sin industrias que generen residuos peligrosos”* (Informante 4), esta perspectiva no contempla la creciente complejidad química que pueden tener las aguas residuales municipales en la actualidad. Productos como jabones antibacteriales, fármacos y desinfectantes, usados con más frecuencia tras la pandemia por COVID-19, también representan un reto para los tratamientos biológicos convencionales (Ekanayake et al., 2023). como lo es señalado por el Informante 1, respecto a que el agua *“trae tanta metralla que hasta las pobres*

*bacterias se mueren*”, lo que sugiere una subestimación del impacto de contaminantes emergentes y persistentes.

Frente a estas deficiencias institucionales, han surgido algunas iniciativas ciudadanas de monitoreo ambiental. El informante 3 participa en un esfuerzo comunitario con Global Water Watch-México (una organización de la sociedad civil que promueve un manejo sostenible de los recursos hídricos y el monitoreo comunitario) (Global Water Watch, 2023), donde *“se toman muestras del río, y se miden algunos parámetros [...] en coordinación con CONAGUA”*. Esta estrategia ha permitido visibilizar problemas que a menudo quedan fuera del radar. Sin embargo, también identifica una falta de organización comunitaria *“faltan comités de agua integrales [...] hay líderes de riego, pero no organización en torno a calidad”*. Esta falta de articulación comunitaria debilita los procesos de corresponsabilidad ambiental.

Sumado a lo anterior, las prácticas cotidianas de la población contribuyen a la sobrecarga del sistema. El Informante 1 advierte que *“no debes echar toallitas húmedas al sanitario porque después obstruyen las cribas de la planta de tratamiento”* y va más allá al decir que *“si ustedes ven lo que se detienen en las cribas del tratamiento primario de la planta, se asombrarían”* Esta falta de conciencia es también reconocida por autoridades: *“la población no dimensiona la importancia que la planta tiene en la vida de la ciudad”* (Informante 4). Ante ello, el mismo informante sugiere un mayor involucramiento del sector académico: *“los científicos deben escribir más materiales de divulgación y llevar educación ambiental a las escuelas, empezando por el río Nexapa”*.

Así, la situación de la PTAR de Izúcar de Matamoros exige una revisión profunda. Los desafíos técnicos se entrelazan con la débil gobernanza, un marco normativo más exigente, escasa articulación comunitaria y una política pública desfasada.

#### 5.3.6.3. Preocupaciones diferentes a la contaminación de las aguas residuales por COPs

Si bien los problemas técnicos, normativos e institucionales limitan el funcionamiento adecuado de la PTAR Izúcar de Matamoros, su funcionamiento también se ve condicionado por las prioridades sociales del territorio. En un contexto marcado por la inseguridad, la pobreza y la desigualdad, las preocupaciones ambientales tienden a quedar desplazadas

por necesidades más urgentes como señala el Informante 1: *“la gente está muy presionada con los problemas de seguridad, con los problemas de la desigualdad [...] eso limita la capacidad de acción [...] ¡el medio ambiente pasa a ser lo último de lo que tú te ocupas!”*. Y remata: *“si te suena... oyes el ruidito, pero no es lo mismo que la persona que tiene satisfechas necesidades básicas que entonces dice: ¡espérate! ¿por qué esta agua está tan sucia?”*.

Este desinterés o aparente indiferencia ante la contaminación del agua no puede entenderse como apatía, sino como consecuencia de un entorno de carencias estructurales que impide a las personas involucrarse activamente en causas ambientales. Además, como menciona el Informante 3, el carácter poco visible de algunos impactos de la contaminación profundiza esta desconexión: *“no hay preocupación de la gente por la contaminación [...] como está debajo en subterráneo [...] o lejos en el río [...] pues la gente no demanda”*. A diferencia de problemáticas tangibles e inmediatas como la salud, la alimentación o la seguridad, los efectos de la contaminación del agua, suelen ser invisibles, acumulativos y de largo plazo, lo que dificulta su percepción como una amenaza directa.

Esta desconexión también se expresa en las prácticas productivas. En la región, la agricultura representa una actividad clave para la economía y la seguridad alimentaria local, lo que lleva a normalizar el uso de agua contaminada. El Informante 3 ejemplifica esto: *“están felices porque con ese volumen de agua logran regar”*, en referencia al canal de Portezuelo. Aunque esta disponibilidad de agua parece una solución, implica riesgos serios: degradación del suelo, pérdida de diversidad agrícola (Flores Cesareo et al., 2020a) y afectaciones a la salud humana: *“Antes se cultivaban hortalizas, ahora con la calidad de agua ya no es posible”*, comenta el mismo informante. Así, la necesidad inmediata de producir alimentos entra en contradicción con la sostenibilidad del sistema agrícola y la calidad ambiental del territorio.

Finalmente, la opinión del Informante 5 resume contundentemente las prioridades en contextos de vulnerabilidad: *“sobre todo la salud, eso es lo más importante [...] que tenga que comer”*. Esta visión pone en evidencia que, en situaciones donde lo básico no está garantizado, exigir servicios ambientales de calidad o involucrarse en procesos de vigilancia ambiental es un privilegio. La gestión del agua, en este marco, queda atrapada en una contradicción: la degradación ambiental afecta la salud y el bienestar, pero las condiciones de pobreza impiden demandar su atención (Jouravlev et al., 2021)

Superar este círculo vicioso implica reconocer que la justicia ambiental y la justicia social son inseparables. No es posible garantizar un ambiente sano sin atender al mismo tiempo las condiciones estructurales de desigualdad que impiden a las comunidades involucrarse y exigir sus derechos (Jouravlev et al., 2021). Revalorar el cuidado del agua en Izúcar de Matamoros exige, por tanto, no sólo soluciones técnicas o normativas, sino políticas públicas integrales que coloquen a la comunidad en el centro de la gestión ambiental.

#### 5.3.6.4. Corrupción, participación social y gestión de los recursos

La corrupción se manifiesta como un obstáculo estructural que atraviesa la gestión del agua (PNUD, 2011) en Izúcar de Matamoros y en muchas otras regiones del país. Esta problemática no solo implica el desvío de recursos públicos, sino que socava la confianza en las instituciones encargadas de operar y mantener servicios tan fundamentales como el saneamiento (PNUD, 2011). El Informante 1 lo expresa con contundencia: *“lo que debiera irse para el beneficio de las personas... ¡se va! [...] a los bolsillos de gente que, incluso, a lo mejor ostenta en un” a etapa, un cargo de Gobierno*”. Esta percepción revela una desconfianza generalizada que, al deslegitimar las políticas públicas, limita también la participación ciudadana en procesos de vigilancia o exigencia social.

La corrupción no es solo una cuestión administrativa, tiene consecuencias visibles en el funcionamiento cotidiano de la PTAR y en la vida de las personas. Según el Informante 3, muchas de las fallas técnicas de la PTAR provienen de decisiones viciadas desde su origen: *“pasaron por el tamiz de la corrupción”*, señala, haciendo referencia al sobrecosto de materiales, comisiones ilegítimas y mala planeación. Estas prácticas erosionan la funcionalidad técnica y dificultan cualquier intento de rehabilitación, pues la infraestructura *“nace ya con deficiencias estructurales”*.

Sin embargo, esta interpretación se matiza al considerar otras voces que destacan limitaciones presupuestarias y operativas como causas principales de los problemas. El Informante 4, por ejemplo, afirma que *“el sistema podría garantizar servicios más eficientes y menos suspensiones si contara con solvencia económica”*, lo que sugiere que el deterioro no siempre responde a corrupción, sino también al abandono institucional y a la falta de financiamiento sostenido. Además, menciona que *“contamos con infraestructura básica y funcional [...] recientemente se han sustituido tramos de*

*drenaje gracias a obras públicas*”, lo que indica esfuerzos por mantener operativos los servicios dentro de las posibilidades existentes.

Por su parte, el Informante 3 afirma que, aunque existen programas propuestos por la dirección de ecología municipal *“lo que los frena, es el destino de partidas presupuestales”* y que *“no hay capacidad material para verificar las descargas de aguas residuales ilegales y sancionarlas”*. Además, subraya que, a pesar de las inversiones municipales, *“el ayuntamiento no necesariamente lleva la batuta en temas como el tratamiento de aguas residuales”*. Esta afirmación contradice lo establecido en el artículo 115, fracción III de la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos, el cual dispone que los municipios tienen a su cargo, entre otros servicios públicos, el agua potable, drenaje, alcantarillado, tratamiento y disposición de sus aguas residuales (CONSTITUCIÓN POLÍTICA DE LOS ESTADOS UNIDOS MEXICANOS, 2025), lo que evidencia una fragmentación institucional que complica la implementación de políticas ambientales integrales.

Este contraste es interesante ya que, mientras algunos actores denuncian actos de corrupción como causas primarias, otros atribuyen las fallas a condiciones estructurales como la antigüedad de la red, la inadecuada asignación de recursos, y la limitada autonomía municipal en materia ambiental.

En esta misma línea, el presupuesto destinado a la planta, de acuerdo con el Informante 4, ronda los \$100,000 mensuales, aunque aclara que *“necesita incrementarse”* para atender detalles pendientes como la iluminación, la pintura, la malla perimetral o el embellecimiento del área verde. Esta visión institucional subraya que, si bien existe un presupuesto mínimo para la operación de la PTAR, resulta insuficiente para cubrir plenamente las necesidades de mantenimiento y mejora de la PTAR.

No obstante, esta postura contrasta con la percepción ciudadana expresada por el Informante 5, quien es enfático al señalar: *“No he visto que se destinen recursos suficientes para mantener la PTAR operando”*. Su observación evidencia una brecha entre lo que se ejecuta presupuestalmente y lo que se percibe desde la comunidad. Esta discrepancia puede responder tanto a la falta de resultados visibles como a una comunicación limitada por parte del organismo operador respecto al uso de los recursos (PNUD, 2011). En otras palabras, mientras desde la institución se reconoce una operación básica con fondos ajustados, desde la ciudadanía se interpreta dicha operación como

abandono, lo que refuerza la desconfianza y el escepticismo hacia los esfuerzos gubernamentales.

La mala administración aparece también como una forma cotidiana de corrupción que impide el uso eficiente de los recursos existentes. Para el Informante 4, el organismo operador *“puede ser autosuficiente si se administra con honestidad”*. No obstante, este potencial también está sujeto a condiciones estructurales: el ayuntamiento debe destinar recursos entre múltiples prioridades, como la seguridad pública o emergencias puntuales, como advierte el Informante 3 cuando se refiere a la emergencia de salud por COVID-19: *“se suspendieron varias acciones [...] en parte por la pandemia y en parte por decisión del cabildo y el presidente municipal [...] todo se fue para atender la pandemia”*.

Lo anterior evidencia cómo las decisiones presupuestales no siempre obedecen a criterios técnicos o de largo plazo, sino a urgencias inmediatas que, aunque comprensibles, terminan afectando proyectos de infraestructura clave, como el saneamiento. Así, una administración limitada por la opacidad, la improvisación ante las emergencias o la falta de planificación puede tener efectos tan perjudiciales como la corrupción directa.

En este contexto, la participación social es clave, aunque con importantes limitaciones. El Informante 1 tiene una visión optimista, afirmando que *“el que diga que la gente no hace, que la gente no mira ... ¡está mal!”*, destacando la necesidad de un esfuerzo colectivo que involucre a todos los sectores. Esta postura promueve la corresponsabilidad ambiental y la colaboración entre ciudadanía, autoridades e instituciones.

Por otro lado, el Informante 4 es más crítico, señalando que *“tenemos una población problemática... ellos quieren agua todos los días sin importar lo que hagas”* y destacando la apatía hacia la gestión ambiental. Esta visión refleja tensiones sociales, pero también una desconexión entre las instituciones y las necesidades reales de la población, en parte por una comunicación deficiente.

El Informante 5 adopta una postura intermedia, reconociendo su responsabilidad personal: *“yo como ciudadano tengo la obligación de hacer algo por mi ciudad”*, pero también subraya que estaría dispuesto a aceptar un aumento en las cuotas del SOSAPAMIM si se garantizan mejoras. Esto muestra que la disposición a colaborar depende de la transparencia, la rendición de cuentas y los resultados concretos.

En conjunto, las narrativas permiten ver que la debilidad en la gestión del saneamiento se origina en la intersección de varios factores como la corrupción, el subfinanciamiento, las competencias limitadas, decisiones políticas y falta de coordinación interinstitucional. Para superar estos desafíos, es necesario avanzar hacia una gobernanza ambiental basada en la coordinación efectiva, el uso ético de los recursos públicos y la creación de mecanismos reales de participación ciudadana que promuevan no solo el conocimiento, sino también la corresponsabilidad y la acción colectiva.

### **5.3.7. Criterios de viabilidad para la adopción de nuevas tecnologías de saneamiento en el contexto local.**

A partir del análisis del marco legal aplicable y del trabajo cualitativo realizado con base en entrevistas a distintos actores locales, se identificaron varios factores que deben atenderse para que la implementación de nuevas tecnologías en el tratamiento de aguas residuales tenga éxito.

Por una parte, el marco legal mexicano en esta materia, liderado por la Ley de Aguas Nacionales (LAN), su reglamento y la NOM-001-SEMARNAT-2021, establece obligaciones claras sobre el tratamiento y descarga de aguas residuales. Esta última norma enfocada en la carga orgánica y nutrientes. Sin embargo, no contempla aún de forma sistemática la vigilancia de contaminantes emergentes con características de persistencia, toxicidad y capacidad de bioacumulación, como lo son plaguicidas, fármacos, aditivos químicos, entre otros. Esto representa un vacío normativo relevante en contextos donde el agua residual puede actuar como vía de dispersión de estos compuestos.

Los testimonios recabados evidencian una brecha estructural entre el marco legal y su aplicación local, con limitaciones en aspectos como el financiamiento, la administración pública, la participación social y la coordinación institucional. Estos factores influyen directamente en el funcionamiento y sostenibilidad de las PTAR.

Por ejemplo, en el caso particular de la PTAR Izúcar de Matamoros, se reportan sobrecargas no previstas, conexiones ilegales y un diseño posiblemente subdimensionado, lo cual impide cumplir con los límites establecidos por la normatividad vigente. Además, varios informantes coinciden en que, frecuentemente se rebasan los límites máximos permisibles, lo que compromete la calidad del agua descargada al río Nexapa. No obstante, el cumplimiento de la Norma no depende únicamente del diseño técnico. Este contexto se

hace evidente la necesidad urgente de actualizar los parámetros normativos e incorporar herramientas analíticas más sensibles y tecnologías de tratamiento avanzadas.

Para que las nuevas tecnologías de tratamiento sean viables, deben de atenderse varios factores clave:

- Inversión suficiente y continua. Aunque el presupuesto mensual de la PTAR ronda los \$100,000 (Informante 4), se reconoce que es insuficiente incluso para mantenimiento básico. El Informante 5 coincide al señalar que no ha visto recursos suficientes asignados. Esto muestra que, sin financiamiento sostenido, no se puede garantizar el cumplimiento normativo ni mucho menos incorporar tecnologías más complejas.
- Transparencia y rendición de cuentas. La mala administración y la corrupción son obstáculos reales que obstaculizan la eficacia de los organismos operadores. El Informante 4 afirma que SOSAPAMIM podría ser autosuficiente “*si se administra con honestidad*”, mientras que el Informante 1 subraya la necesidad de corresponsabilidad social. Esto apunta a que el uso eficiente de recursos y la supervisión ciudadana son condiciones necesarias para implementar tecnología moderna.
- Capacitación técnica e institucional. El marco legal no garantiza por sí solo la operación exitosa de nuevas tecnologías si no hay capacitación continua del personal ni estructuras institucionales funcionales. Las fallas técnicas suelen estar ligadas a la falta de formación y mantenimiento, más que a defectos del equipo.
- Participación comunitaria efectiva. La norma contempla mecanismos de vigilancia social, pero en la práctica, la apropiación comunitaria es limitada. Aun así, los testimonios muestran que existe disposición a colaborar si hay beneficios visibles, como lo plantea el Informante 5. La confianza en las instituciones y la claridad sobre el destino de los recursos son claves para fortalecer la participación.
- Fortalecimiento institucional y gobernanza ambiental. La LAN asigna responsabilidades a los municipios, pero los gobiernos locales no siempre tienen capacidades reales para la implementación de sus aguas residuales. El Informante 3 señala que los ayuntamientos “*no llevan la batuta*”, lo que pone en evidencia la

necesidad de una mejor coordinación intergubernamental y del fortalecimiento de las capacidades de gestión a nivel local.

Así, aunque el marco normativo es sólido en términos técnicos, su implementación efectiva requiere resolver deficiencias estructurales: desde el diseño y financiamiento de las plantas hasta la transparencia, la participación ciudadana y la formación institucional. Solo así, la incorporación de nuevas tecnologías podrá traducirse en una mejora real en el tratamiento de aguas residuales, en el cumplimiento de la normatividad ambiental y en una respuesta adecuada frente a contaminantes complejos como los COPs.

#### **5.4. Conclusiones**

A través de una revisión del marco legal, entrevistas a actores clave y el análisis de la situación operativa de la PTAR Izúcar de Matamoros, se buscó comprender las brechas entre el marco legal existente y su aplicación práctica. Los hallazgos obtenidos evidencian una marcada distancia entre la normativa ambiental, que en el papel es robusta y parcialmente alineada con compromisos internacionales adquiridos por México, y la realidad local que se caracteriza por limitaciones institucionales, técnicas y sociales. En este contexto se pueden mencionar las siguientes conclusiones:

Aunque México cuenta con un marco legal robusto en materia de gestión de aguas residuales y contaminantes peligrosos, la aplicación efectiva de estos instrumentos legales y normativos sigue siendo deficiente a nivel local. La investigación mostró que esta brecha se debe, en gran parte, a la falta de recursos técnicos, financieros y humanos, así como a vacíos legales específicos relacionados con los contaminantes emergentes, particularmente los COPs. Esta situación compromete la efectividad de las PTAR, ya que no se diseñan para atender esta problemática ambiental y, por tanto, no cuentan con las herramientas tecnológicas necesarias para mitigar los problemas ambientales actuales ocasionados por la presencia de COPs, lo que agrava la contaminación y pone en riesgo la salud pública y la calidad ambiental.

Por otra parte, el análisis cualitativo realizado identificó obstáculos estructurales que van más allá de la existencia de un marco legal. Las entrevistas revelaron deficiencias significativas en la infraestructura de tratamiento, como sobrecargas operativas, falta de mantenimiento y carencia de personal técnico capacitado. Además, la corrupción, la mala administración y la ausencia de mecanismos eficaces de monitoreo y fiscalización han debilitado la operatividad y la confianza de la ciudadanía en las instituciones públicas. Estos

factores demuestran que las limitaciones son tanto técnicas como institucionales, lo que evidencia la necesidad de un replanteamiento profundo de las estrategias de gestión ambiental.

Finalmente, la investigación confirmó que la participación ciudadana sigue siendo limitada y, en muchos casos, simbólica, a pesar de que la normativa prevé mecanismos de vigilancia comunitaria. No obstante, las entrevistas reflejaron una disposición latente por parte de la comunidad para involucrarse más activamente, siempre y cuando exista resultados tangibles y transparencia. Esto sugiere que una gobernanza ambiental robusta debe basarse en un enfoque de corresponsabilidad, en el cual se fortalezcan los vínculos entre autoridades, operadores técnicos y la población.

Así, para avanzar hacia una gestión ambiental efectiva y sostenible, se recomienda implementar un enfoque integral que contemple tres líneas de acción prioritarias: (1) la actualización y ampliación de la normatividad vigente que incorpore de manera explícita a los COPs; (2) la inversión sostenida en infraestructura, capacitación técnica y mantenimiento de las PTAR que permita garantizar su operatividad y (3) el fortalecimiento de los mecanismos de participación ciudadana y rendición de cuentas, fomentando una cultura de corresponsabilidad ambiental donde la comunidad sea un actor clave en la vigilancia y toma de decisiones. Este enfoque debe ser respaldado por la cooperación interinstitucional y la transparencia permanente para generar confianza y resultados duraderos.

## 5.5. Referencias

- Alfie Cohen M (2007) El riesgo y el principio precautorio. *Espac Abierto* 16:209–222
- Bárcena Juárez SA (2018) ¿Cómo evaluar el desempeño legislativo? Una propuesta metodológica para la clasificación de las iniciativas de ley en México y América Latina. *Rev Mex Cienc Polit Soc* 64:395–426. <https://doi.org/10.22201/fcpys.2448492xe.2019.235.63130>
- CONAGUA (2021) Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales. <https://app.conagua.gob.mx/bandas/bases.html>. Accessed 24 Apr 2025
- DOF (2012) Ley general del equilibrio ecológico y protección del medio ambiente. *Diario Oficial de la Federación* 144
- DOF (1993) NOM-052-SEMARNAT-93. Que establece las características de los residuos peligrosos, el listado de los mismos y los límites que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente.
- DOF (1991) Relación de plaguicidas prohibidos para su importación, fabricación, formulación, comercialización y uso en México
- DOF (2003) Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos. *Diario Oficial de la Federación*
- DOF (2025) CONSTITUCIÓN POLÍTICA DE LOS ESTADOS UNIDOS MEXICANOS
- Ekanayake A, Rajapaksha AU, Hewawasam C, et al (2023) Environmental challenges of COVID-19 pandemic: resilience and sustainability – A review. *Environ Res* 216:. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114496>
- Flores Cesareo JC, González AB, López SV, et al (2020a) Cartografía del uso del suelo en la subcuenca Huaquechula, Puebla, México, con un índice combinado de imágenes de satélite. *Investigaciones Geograficas*. <https://doi.org/10.14350/rig.59914>
- Flores Cesareo JC, González AB, López SV, et al (2020b) Soil use cartography in the subcuenca huaquechula, Puebla, Mexico, with a combined index of satellite images. *Investigaciones Geograficas*. <https://doi.org/10.14350/rig.59914>
- García-Zamora JL (2019) Nanofibras biocatalíticas de quitosano para la degradación de retardantes de flama como contaminantes orgánicos persistentes. Tesis de Maestría, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla
- Global Water Watch (2023) Global Water Watch - México. Cuidado co-participativo de cuencas a través del monitoreo comunitario de agua. <https://gww-mexico.org/>. Accessed 4 Nov 2023
- González González MI, Chirols Rubalcaba S Uso seguro y riesgos microbiológicos del agua residual para la agricultura. *Rev Cub Salud Publica* 37:61–73
- IMTA, MMAyA (2018) Guía Técnica para el Reúso de Aguas Residuales en la Agricultura, 2a edn. Ministerio de Medio Ambiente y Agua, Bolivia
- INECC (2017) Perfil Nacional de Sustancias Químicas base 2014. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático, Mexico
- INECC (2017) Diagnostico Nacional del Uso de Nuevos Contaminantes Orgánicos Persistentes (COP) en México. Ciudad de México
- Jouravlev A, Saravia Matus S, Gil Sevilla M (2021) Reflexiones sobre la gestión del agua en América Latina y el Caribe, 1a edn. CEPAL
- Lomelí Vanegas L, Murayama Rendón C (2008) México frente a la crisis: hacia un nuevo curso de desarrollo. *Economía UNAM* 6:7–60
- Mendoza Cantú A, Ize Lema IAR (2017) Las sustancias químicas en México. perspectivas para un manejo adecuado. *Revista Internacional de Contaminacion Ambiental* 33:719–745. <https://doi.org/10.20937/RICA.2017.33.04.15>

- Morales Moreno H (2012) Orígenes de la industria eléctrica en Puebla, México. "La Hidroeléctrica de El Portezuelo. 1899-1910". Simposio Internacional Globalización, innovación y construcción de redes urbanas en América y Europa, 1890-1930. Universidad de Barcelona 17
- Morineau M (2001) Iniciativa y formación de las leyes. *Cuestiones Constitucionales Revista Mexicana de Derecho Constitucional* 1:1–30. <https://doi.org/10.22201/ij.24484881e.2001.5.5631>
- Navarro Frómata A, Aviña JR (2023) La importancia de los ríos pequeños: el caso del río Nexapa. pp 96–115
- Ochs C, Garrison K, Saxena P, et al (2024) Contamination of aquatic ecosystems by persistent organic pollutants (POPs) originating from landfills in Canada and the United States: A rapid scoping review. *Science of the Total Environment* 924
- Ortega Vázquez M, Torres Ramírez E, Ramírez Torreblanca MI (2023) Análisis socioecológico de la planta de tratamiento de aguas residuales de Izúcar de Matamoros empleando el marco de referencia DPSIR. *Revista Latinoamericana el Ambiente y las Ciencias* 14:10–26
- Padilla López JT (2022) Discrepancia entre las leyes y la realidad que viven los ciudadanos. Universidad de Guadalajara
- PNUD (2015) Manejo adecuado de los Contaminantes Orgánicos Persistentes en México. 92
- PNUD (2011) Lucha Contra la Corrupción en el Sector del Agua: Métodos, Herramientas y Buenas Prácticas, 1a edn. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo
- PNUD México (2018) Comité Consultivo Nacional para la Gestión Integral de Sustancias Químicas, Compuestos Orgánicos Persistentes y Residuos Peligrosos sujetos a Convenios Internacionales en materia ambiental: una revisión desde la perspectiva de la participación ciudadana. 62
- PNUMA (2020) Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Suiza
- PNUMA (2006) Convenio de Basilea sobre el control de los movimientos transfronterizos de los desechos peligrosos y su eliminación. 106
- PNUMA (2019) Convenio De Minamata Sobre El Mercurio. 17–20
- Provencio Durazo E (2004) Política y gestión ambiental contemporánea en México. *Economía Informa* 328:5–24
- Pu M, Ailijiang N, Mamat A, et al (2022) Occurrence of antibiotics in the different biological treatment processes, reclaimed wastewater treatment plants and effluent-irrigated soils. *J Environ Chem Eng* 10:107715. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107715>
- SAICM (2012) Estrategia para el fortalecimiento de la participación del sector de la salud en la aplicación del Enfoque estratégico para la gestión de los productos químicos a nivel internacional
- Saravia Matus S, Gil Sevilla M, Fernández D, et al (2022) Oportunidades de la economía circular en el tratamiento de aguas residuales en América Latina y el Caribe. Santiago
- Secretaría de Economía (2023) Catálogo Mexicano de Normas. In: Sistema Integral de Normas y Evaluación de la Conformidad. <https://www.sinec.gob.mx/SINEC/>. Accessed 17 May 2023
- Secretaría de Economía (2024) Data México - Izúcar de Matamoros. In: Gobierno de México. <https://www.economia.gob.mx/datamexico/es/profile/geo/izucar-de-matamoros?redirect=true#economy>. Accessed 1 May 2024
- SEGOB (2023) Informe Nacional Voluntario para el Foro Político de Alto Nivel sobre el Desarrollo Sostenible
- SEMARNAT (2007) Plan Nacional de Implementación del Convenio de Estocolmo
- SEMARNAT (2017) Plan Nacional de Implementación del Convenio de Estocolmo Sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes. Ciudad de México

- SEMARNAT (2020) Diagnóstico Básico para la Gestión integral de los residuos, 1a edn. Mexico
- Sol Arriaza R (2012) El Desafío de la participación ciudadana en el estado democrático de derecho y retos de la participación ciudadana en la gestión de políticas públicas, en espacios institucionales de los estados centroamericanos, 1a edn. FLACSO, San José, C. R.
- SRE (2022) Quinto reporte electrónico del Convenio de Estocolmo en México
- UNEP (2023a) Reporte de la 11a reunión de la Conferencia de las Partes en el Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes. Ginebra
- UNEP (2023b) Reporte de la 11a reunión de la Conferencia de las Partes en el Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes. Ginebra
- UNEP (2023c) Todos los COP enumerados en el Convenio de Estocolmo. In: Convenio de Estocolmo. <https://www.pops.int/TheConvention/ThePOPs/AllPOPs/tabid/2509/Default.aspx>. Accessed 17 Nov 2023
- UNESCO (2017) Aguas residuales: El recurso desaprovechado. UNESCO, París, Francia
- Villada Canela M (2015) Políticas ambientales en México. El caso de los contaminantes orgánicos persistentes. *Región y Sociedad* 27:
- Weinberg J (2009) Guía para las ONG sobre los Contaminantes Orgánicos Persistentes (COP). Global Outreach Campaign 114
- Yarto M, Gavilán A, Barrera J (2003) El Convenio de Estocolmo sobre contaminantes orgánicos persistentes y sus implicaciones para México. *Gaceta ecológica* 69:7–28

# **CAPÍTULO VI: DETECCIÓN DE FARMACOS EN AGUAS RESIDUALES, TRATAMIENTO BIOCATALÍTICO Y ESTIMACIÓN DE SU IMPACTO AMBIENTAL**

## **Resumen**

En este capítulo se aborda la problemática ambiental derivada de la presencia de contaminantes farmacéuticos presentes en aguas residuales municipales, con especial énfasis en compuestos relevantes durante la pandemia de COVID-19, tales como acetaminifén (ACP), albendazol (ALB), cloroquina (CQ), dexametasona (DEX), diclofenaco (DF), hidroxiclороquina (HCQ) e Ivermectina (IVM). Se diseñó y validó un método analítico basado en extracción en fase sólida (SPE) y HPLC-DAD-MS, que permitió cuantificar de forma precisa estos compuestos en muestras ambientales de agua. Paralelamente, se desarrolló un biocatalizador a base de la enzima Cloroperoxidasa inmovilizada en hidroxiapatita (HAp – CPO), cuyo desempeño bajo condiciones controladas, alcanzó remociones cercanas al 90% para los PhCs detectados. Finalmente, se evaluó el impacto ambiental bajo diversos escenarios de tratamiento, lo que permitió evidenciar la efectividad del sistema propuesto para mitigar los riesgos ecológicos asociados a la descarga de aguas residuales.

## **6.1. Introducción**

El consumo continuo de productos farmacéuticos (PhCs) y su posterior liberación al medio ambiente a través de excretas o mala disposición, han colocado a estos compuestos en el centro de las preocupaciones ambientales globales (Durán-Álvarez et al., 2023). Estos compuestos, diseñados para ejercer efectos terapéuticos específicos, presentan propiedades fisicoquímicas que favorecen su persistencia en el ambiente, resistiendo los procesos de biodegradación natural y los tratamientos convencionales de aguas residuales en las PTAR (Abejón et al., 2015b). La acumulación de fármacos en cuerpos receptores acuáticos ha sido asociada a diversos efectos adversos, incluyendo la alteración endocrina, generación de resistencia bacteriana y toxicidad aguda y crónica en organismos acuáticos (Tijani et al., 2016b; Minguez et al., 2016; Darweesh et al., 2020; Vázquez-Tapia et al., 2022b).

En el contexto de la pandemia por COVID-19, este problema se ha intensificado debido al uso masivo de ciertos PhCs, los cuales han sido detectados en concentraciones elevadas en efluentes de PTAR y cuerpos de agua superficiales. (Tarazona et al., 2021b; Albornoz et

al., 2021; Ekanayake et al., 2023). Diversos estudios internacionales han documentado la ineficiencia de las tecnologías convencionales de tratamiento para la remoción completa de estos compuestos (Abejón et al., 2015b; Grandclément et al., 2017b; Chen et al., 2021b), lo que ha impulsado la búsqueda de tecnologías alternativas para su tratamiento.

Entre estas estrategias destaca el uso de enzimas capaces de catalizar reacciones de oxidación bajo condiciones suaves de presión, temperatura y pH y con una huella ambiental reducida. La inmovilización de enzimas sobre soportes sólidos, como la hidroxiapatita (HAp), no solo mejora su estabilidad y reusabilidad (Almulaiky et al., 2021), sino que también abre nuevas oportunidades para su integración en sistemas de tratamiento a escala real.

Además del desarrollo tecnológico, la implementación efectiva de estas soluciones requiere de métodos analíticos precisos para la identificación y cuantificación de los contaminantes. La combinación de técnicas como la extracción en fase sólida (SPE) y la cromatografía líquida HPLC-MS ha demostrado ser esencial para caracterizar con exactitud la presencia y comportamiento ambiental de estos compuestos.

Es por lo anterior, que en este capítulo se evaluó la viabilidad técnica de un tratamiento biocatalítico basado en enzimas inmovilizadas para el tratamiento de los PhCs presentes en aguas residuales. El estudio abarcó distintas etapas, desde la identificación y cuantificación de los compuestos de interés hasta la evaluación del potencial benéfico de la implementación de la propuesta biotecnología que permita determinar su efectividad y aplicabilidad.

## **6.2. Materiales y métodos**

### **6.2.1. Selección de compuestos farmacéuticos de interés (PhCs)**

Con el objetivo de contextualizar el impacto de la pandemia de COVID-19 sobre la presencia de contaminantes farmacéuticos (PhCs) en aguas residuales, se seleccionaron compuestos representativos que permitieran evaluar la eficiencia de la intervención biotecnológica propuesta. Para ello, se tomó en cuenta la carga contaminante derivada del uso intensivo de medicamentos durante la emergencia sanitaria, especialmente aquellos empleados en el tratamiento sintomático y experimental de la COVID-19 en México y otras regiones del mundo.

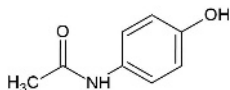
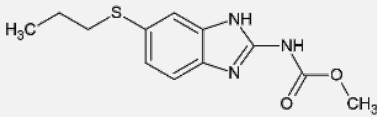
Como parte de esta aproximación, se recopilaron datos sobre la incidencia de casos positivos de COVID-19 en el municipio de Izúcar de Matamoros durante el periodo de muestreo, información obtenida a través de reportes oficiales de la Secretaría de Salud (2023). Esta información permitió vincular las condiciones epidemiológicas locales con la posible presencia y carga de fármacos en el efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales.

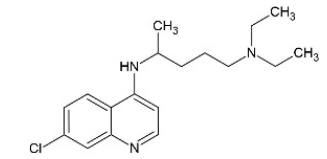
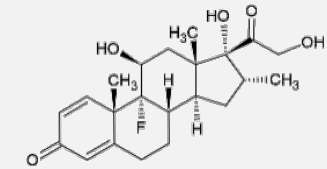
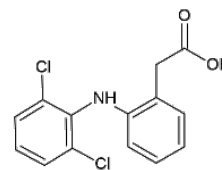
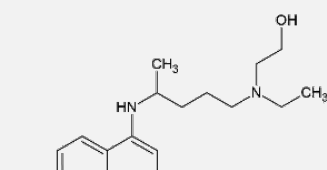
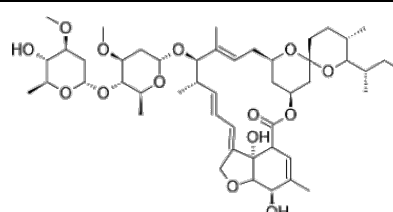
La selección de los compuestos modelo se basó en tres criterios principales:

- I. Revisión científica internacional sobre los medicamentos comúnmente prescritos durante la pandemia de COVID-19, tanto en tratamientos aprobados como en esquemas experimentales utilizados en diferentes países.
- II. Estudios previos de detección de contaminantes farmacéuticos en aguas residuales a nivel global, especialmente aquellos que reportaron la presencia de compuestos farmacéuticos en efluentes tratados, influentes y cuerpos receptores.
- III. Protocolos y guías de tratamiento médico emitidos durante la emergencia sanitaria en México, incluyendo la administración de antiinflamatorios, antiparasitarios, inmunosupresores y medicamentos antivirales de uso común.

Con base en estos criterios, se seleccionaron los siguientes PhCs: Acetaminofén (ACP), Albendazol (ALB), Cloroquina (CQ), Dexametasona (DEX), Diclofenaco (DF), Hidroxicloroquina (HCQ) e Ivermectina (IVM) como compuestos modelo. La estructura química y algunas características fisicoquímicas se presentan en la tabla 6.1.

**Tabla 6.1. Clasificación y propiedades fisicoquímicas de los PhCs modelo seleccionados**

PhCs	Categoría	Estructura	pKa	Log K <sub>ow</sub>	Solubilidad (mg L <sup>-1</sup> ) *
ACP	Analgésico / Antipirético	 <chem>CC(=O)Nc1ccc(O)cc1</chem> C <sub>8</sub> H <sub>9</sub> NO <sub>2</sub> (151.163 g mol <sup>-1</sup> )	9.5	0.27	4150.0
ALB	Antiparasitario	 <chem>CCCCSC1=CN=C(NC(=O)OC)N1</chem> C <sub>12</sub> H <sub>15</sub> N <sub>3</sub> O <sub>2</sub> S (265.331 g mol <sup>-1</sup> )	4.2	3.14	22.8

CQ	Antiparasitario	 $C_{18}H_{26}ClN_3$ (319.872 g mol <sup>-1</sup> )	10.1	0.50	11171.0
DEX	Corticosteroide	 $C_{22}H_{29}FO_5$ (392.4611g mol <sup>-1</sup> )	12.4	1.72	89.0
DF	Antinflamatorio	 $C_{14}H_{11}Cl_2NO_2$ (296.149 g mol <sup>-1</sup> )	4.0	0.57	4.5
HCQ	Antiparasitario	 $C_{18}H_{26}ClN_3O$ (335.876 g mol <sup>-1</sup> )	9.7	3.03	331.9
IVM	Antiparasitario	 $C_{48}H_{74}O_{14}$ (875.100 g mol <sup>-1</sup> )	12.5	3.22	6.2

\*Solubilidad en agua a 25 °C

**ACP:** Acetaminofén, **ALB:** Albendazol, **CQ:** Cloroquina, **DEX:** Dexametasona, **DF:** Diclofenaco, **HCQ:** Hidroxicloroquina, **IVM:** Ivermectina

### 6.2.2. Recolección y preparación de muestras de agua

La recolección de muestras de agua del río Nexapa y de la PTAR Izúcar de Matamoros se realizaron de acuerdo con lo descrito en el apartado 3.5 del Capítulo 3. Para esta etapa del estudio, se analizaron exclusivamente las muestras ambientales de agua provenientes de los puntos muestreo P5 (Antes de la descarga de la PTAR), P6 (en la descarga de la PTAR) y P7 (300 metros posterior a la descarga de la PTAR). Es importante destacar que, durante toda la campaña de muestreo, la PTAR Izúcar de Matamoros vertió las aguas residuales

municipales directamente al río Nexapa, lo que significa que la muestra correspondiente al punto P6 no recibió tratamiento previo por parte de la PTAR.

Previo a la extracción en fase sólida, las muestras ambientales fueron filtradas utilizando una membrana de celulosa con tamaño de poro de 0.45  $\mu\text{m}$  con el fin de retirar los sólidos suspendidos presentes. Posteriormente se ajustó el pH a 7 mediante la adición de ácido clorhídrico o hidróxido de sodio 0.1 M, según fuera necesario.

### **6.2.3. Extracción de PhCs de muestras ambientales y muestras modelo mediante extracción en fase sólida (SPE)**

Se utilizó el método de extracción en fase sólida (SPE) para concentrar los PhCs de interés. Se prepararon disoluciones modelo con concentración 10  $\mu\text{g L}^{-1}$  de cada PhC, utilizando como matrices agua destilada, agua de grifo y agua residual tratada proveniente de la PTAR ubicada en el Campus Ciudad Universitaria de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.

Las muestras de aguas residuales y las disoluciones enriquecidas fueron filtradas inicialmente a través de un filtro de celulosa para eliminar las partículas sólidas más grandes; posteriormente, se utilizó un filtro de membrana PTEF con tamaño de poro 0,45  $\mu\text{m}$  para evitar la obstrucción de los cartuchos SPE.

Los PhCs se concentraron utilizando cartuchos Swift HLB SPE de 200 mg, 6 mL compuestos de divinilbenceno y vinilpirrolidona, acoplados a un colector de vacío. Los cartuchos se acondicionaron previamente con 3 mL de metanol seguidos de 3 mL de agua destilada. De cada muestra se filtraron 500 mL de cada muestra a un flujo de 1  $\text{mL min}^{-1}$ . Posteriormente, los cartuchos fueron secados al vacío durante 10 min para eliminar el exceso de agua. Los analitos retenidos se eluyeron con 5 mL de ACN que contenían 0.1% (v/v) de ácido acético. Los extractos obtenidos se evaporaron hasta sequedad utilizando una corriente suave de nitrógeno y se reconstituyeron en 500  $\mu\text{L}$  de una mezcla de agua:ACN (1:1 v/v), lo que permitió alcanzar un factor de concentración de 1000. El porcentaje de recuperación del método se determinó empleando la ecuación 6.1.

$$\text{Recuperación (\%)} = \frac{C_1}{C_0} \times 100\% \quad \text{Ecuación 6.1}$$

Donde:  $C_1$  ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) es la concentración del PhCs medida después de la concentración y  $C_0$  ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) es la concentración de PhCs añadida.

#### 6.2.4. Identificación y cuantificación de PhCs en muestras modelo y ambientales

El método de separación y detección de los PhCs modelo se realizó por cromatografía de líquidos acoplada a masas LC/DAD/MS, mediante un cromatógrafo Serie 1260 marca Agilent. La detección fue realizada mediante un detector de diodos DAD Agilent 1260 Infinity y un detector de masas ESI-Q-TOF-MS 6520 series. Los parámetros de análisis cromatográfico y de detección se detallan en la Tabla 6.2.

**Tabla 6.2. Parámetros de análisis y detección de fármacos.**

Parámetros de análisis cromatográfico - MS	
Columna	Phenomenex Luna C18, 4.6 mm x 250 mm, 5 $\mu$ m
Fase móvil	A: H <sub>2</sub> O + 0.1% ácido fórmico B: ACN + 0.1% ácido fórmico
Flujo	1.0 mL/min
Método	Gradiente: 10% A (2 min); 10 – 90% A (20 min); 90% A (10 min); 10% A (10 min)
Vol. de inyección	25 $\mu$ L
Parámetros de detección DAD	
Longitud de onda	244 nm
Parámetros de detección ESI-Q-TOF-MS	
Voltaje del capilar	3500 V
Voltaje del fragmentador	175 V
Voltaje de Skimer	65 V
Temperatura de gas de secado	350 °C
Flujo de gas de secado	11 L/min
Presión de nebulizador	60 psi
Polaridad	Positiva

La identificación de los compuestos se realizó comparando los tiempos de retención de los estándares individuales correspondientes a cada PhC. Adicionalmente, se compararon las masas de los compuestos, considerando aceptable una desviación de un  $\Delta m/z < 10$  ppm para confirmar su identidad.

### 6.2.5. Validación del método analítico

El método analítico fue validado mediante la evaluación de los parámetros de linealidad, límite de detección (LOD), límite de cuantificación (LOQ), precisión, exactitud y recuperación. La linealidad se determinó mediante curvas de calibración en un rango de concentración de 0.01 a 10 mg L<sup>-1</sup> en agua residual tratada para considerar posibles efectos de la matriz. Los datos obtenidos fueron ajustados a un modelo lineal con ayuda del software OriginPro 2024 (Learning Edition).

El LOD y el LOQ se calcularon con las ecuaciones 6.2 y 6.3, respectivamente:

$$LOD = \frac{3\sigma}{m} \quad \text{Ecuación 6.2}$$

$$LOQ = \frac{10\sigma}{m} \quad \text{Ecuación 6.3}$$

Donde: **LOD** y **LOQ** son los límites de detección y cuantificación respectivamente,  $\sigma$  es la desviación estándar del blanco y  $m$  la pendiente de la recta de la curva de calibración

Por su parte, el porcentaje de recuperación se estableció en un rango aceptable entre 80% - 120%, lo que se considera adecuado para muestras ambientales complejas (EPA, 2007). Cada análisis se realizó por triplicado para asegurar la repetibilidad de los valores experimentales.

### 6.2.6. Degradación enzimática de PhCs

#### 6.2.6.1. Determinación de la actividad enzimática cloroperoxidasa

La actividad enzimática estándar de la enzima Cloroperoxidasa (CPO) se determinó utilizando acetato de tionina como sustrato. Este ensayo se realizó en un volumen de 1 mL, el cual contenía 0.46 nM de CPO o una alícuota correspondiente de la solución de lavado/soporte, 25.4 μM de acetato de tionina ( $\epsilon_{598}=60,000 \text{ M}^{-1}\text{cm}^{-1}$ ), 1 mM de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> y 20 mM de KCl en amortiguador de fosfatos 60 mM pH 3.0. La reacción se monitoreo midiendo los cambios de absorbancia a 598 nm debidos a la oxidación enzimática.

La velocidad de reacción se determinó a partir de la pendiente del cambio de absorbancia por minuto. La actividad enzimática estándar, expresada en Unidades de actividad (U), se determinó utilizando la Ecuación 6.4

$$Actividad (U) = m \times \frac{V_R}{V_a} \times \frac{1000}{\epsilon \times b} \quad \text{Ecuación 6.4}$$

Donde: **m** es la pendiente de la recta (cambio de absorbancia por minuto), **V<sub>R</sub>** es el volumen de reacción en  $\mu\text{L}$ , **V<sub>a</sub>** el volumen de alícuota empleada en,  $\epsilon$  el coeficiente de extinción molar en  $\text{M}^{-1}\text{cm}^{-1}$ , **b** el tamaño de paso óptico de la celda en cm y 1000 un factor de conversión de unidades.

#### 6.2.6.2. *Inmovilización enzimática de cloroperoxidasa en hidroxiapatita*

La inmovilización de CPO sobre Hidroxiapatita (HAp) se realizó por adsorción física. Para ello, se preparó una suspensión de 1 mL de HAp a una concentración  $10 \text{ g L}^{-1}$  en amortiguadores de acetatos con concentraciones entre 50 – 100 mM y valores de pH entre 4 y 5, de acuerdo con el diseño experimental de la sección 4.2.6.3. A cada suspensión se le adicionaron 4.6 nmol de CPO (equivalentes a 160 U). El sistema se incubó a  $4 \text{ }^\circ\text{C}$  durante un periodo 2 a 6 h con agitación suave.

Tras la incubación, la HAp con actividad enzimática (HAp-CPO) se recuperó por centrifugación a 5,000 rpm durante un minuto. El soporte fue lavado con 1 mL del mismo amortiguador empleado en cada ensayo de inmovilización y se repitió el proceso hasta el sobrenadante no presentara actividad enzimática.

#### 6.2.6.3. *Diseño factorial para la optimización de la inmovilización*

Se utilizó un diseño factorial  $2^3$  en dos niveles (inferior y superior) para optimizar el proceso de inmovilización de CPO en HAp, empleando la metodología de superficie de respuesta mediante el software Minitab® 19, Versión 19.1. Los factores estudiados fueron el tiempo de inmovilización, el pH y la fuerza iónica, cuyos niveles se detallan en la Tabla 6.3. Estos factores se seleccionaron debido a su influencia directa en la eficiencia de la inmovilización enzimática, ya que regulan tanto la interacción entre la enzima y el soporte como la estabilidad de la actividad catalítica final.

**Tabla 6.3. Parámetros de las variables del diseño experimental**

Factor	Unidades	Nivel Inferior	Nivel Superior
tiempo	h	6	12
pH	UpH	4	5
Fuerza iónica	mM	50	100

Las variables naturales fueron codificadas para el análisis estadístico utilizando la ecuación 6.5, que permite transformar cada variable natural en su correspondiente variable codificada.

$$X_{Codif} = \frac{X_{Actual} - \bar{X}}{\left(\frac{X_{NSup} - X_{NInf}}{2}\right)} \quad \text{Ecuación 6.5}$$

Donde:  $X_{Codif}$  es la variable codificada,  $X_{Actual}$  es la variable natural,  $\bar{X}$  es la media de los niveles superior e inferior del factor, y  $X_{NInf}$  y  $X_{NSup}$  son los valores de los niveles inferior y superior, respectivamente.

En este diseño experimental, la actividad enzimática (U) del sistema inmovilizado fue la variable respuesta a optimizar, determinada siguiendo la metodología del procedimiento previamente en la sección 4.6.2.1.

En la Tabla 6.4 se presenta la matriz experimental correspondiente al diseño factorial  $2^3$ , detallando los niveles de las variables naturales y sus respectivas codificaciones de acuerdo con la ecuación 6.5. Además, se agregaron tres puntos centrales para evaluar la posible curvatura del modelo y asegurar la validez estadística del diseño experimental. Todos los ensayos se realizaron por triplicado.

**Tabla 6.4. Matriz de experimentación, diseño factorial  $2^3$**

No.	Variables Naturales			Variables Codificas			Respuesta
	Tiempo (h)	pH (UpH)	Fuerza iónica (mM)	X <sub>1</sub>	X <sub>2</sub>	X <sub>3</sub>	Conversión (%)
1	9.0	4.5	75.0	0	0	0	y <sub>1</sub>
2	9.0	4.5	75.0	0	0	0	y <sub>2</sub>
3	12.0	4.0	100.0	1	-1	1	y <sub>3</sub>
4	12.0	5.0	50.0	1	1	-1	y <sub>4</sub>
5	12.0	5.0	100.0	1	1	1	y <sub>5</sub>
6	6.0	4.0	100.0	-1	-1	1	y <sub>6</sub>
7	6.0	5.0	100.0	-1	1	1	y <sub>7</sub>
8	6.0	4.0	50.0	-1	-1	-1	y <sub>8</sub>
9	9.0	4.5	75.0	0	0	0	y <sub>9</sub>
10	12.0	4.0	50.0	1	-1	-1	y <sub>10</sub>
11	6.0	5.0	50.0	-1	1	-1	y <sub>11</sub>

#### 6.2.6.4. *Degradación de PhCs por CPO libre e inmovilizada*

La degradación enzimática de PhCs, tanto con la enzima libre como con el sistema inmovilizado (HAp-CPO), se realizó en un volumen de 1 mL, el cual contenía 15 ppm del PhC de interés, 1 mM de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> y 20 mM de KCl en amortiguador de fosfatos 60 mM pH 3.0, a este medio de adicionaron 2.3 nM de CPO (equivalentes a 0.65 U CPO libre o la cantidad equivalente del sistema en HAp-CPO).

Las reacciones se realizaron por triplicado y se monitorearon durante 20 minutos mediante diversas técnicas analíticas. Se utilizó espectroscopia UV-Vis en el rango de longitud de onda de 200 – 800 nm, espectroscopía de fluorescencia con excitación variable según la naturaleza del PhC y detección entre 300 – 600 nm; y cromatografía de líquidos de alta resolución (HPLC) empleando una columna C-18, 150 x 4.6 mm x 5 µm de la marca Grace.

La separación cromatográfica se efectuó con las fases móvil A: agua (0.1% v/v ácido fórmico) y B: acetonitrilo acidificado (0.1% v/v ácido fórmico), a un flujo constante de 0.7 mL/min. El programa de gradiente consistió en un aumento lineal de 10% a 90% de B durante 10 minutos, seguido de 10% de B durante 10 minutos para reequilibrio de la columna. La detección se realizó a una longitud de onda fija de 244 nm.

#### 6.2.6.5. *Determinación de parámetros cinéticos*

La determinación de las constantes cinéticas se llevó a cabo siguiendo un protocolo similar al descrito en la sección 6.2.6.4. Las variaciones en el área de los picos cromatográficos se monitorearon cada minuto durante 15 minutos. Los datos experimentales fueron ajustados mediante regresión no lineal al modelo de Michaelis-Menten utilizando el software OriginPro 8.0.0, lo que permitió estimar los parámetros cinéticos  $V_{max}$  y  $K_M$ . Este procedimiento se aplicó tanto a la enzima libre como a la enzima inmovilizada, con el objetivo de comparar la eficiencia catalítica de ambos sistemas

#### 6.2.6.6. *Determinación de la biodegradabilidad de los productos de reacción*

La biodegradabilidad se determinó de forma indirecta mediante la cuantificación de DQO y DBO para los PhCs y sus respectivas mezclas de productos de reacción generados tras el tratamiento biocatalítico. Las pruebas se realizaron conforme a la norma OCDE 301-D, la cual evalúa la evolución del Oxígeno Disuelto (OD) durante 28 días en botellas tipo Winkler.

El OD se midió aplicando el método Winkler con modificación de azida, utilizando un kit de reactivos HANNA Instruments y siguiendo las instrucciones del fabricante. La medición espectrofotométrica se llevó a cabo a 420 nm con un fotómetro modelo HI-83099 (HANNA Instruments), empleando el método 32, que cuantifica oxígeno disuelto en el rango de 0 a 10 mg O<sub>2</sub>/L.

Los valores de OD se convirtieron a DBO y posteriormente porcentaje de biodegradabilidad de acuerdo con las ecuaciones 6.6 y 6.7.

$$DBO_i = \frac{OD_{iSP} - OD_{iB}}{M_{SP}} \quad \text{Ecuación 6.6}$$

$$\% \text{ Degradación} = \frac{DBO_i}{DQO} \times 100 \quad \text{Ecuación 6.7}$$

Donde: **DBO<sub>i</sub>** es la Demanda biológica de oxígeno al día *i* en mg O<sub>2</sub>/mg de sustancia de prueba; **OD<sub>iSP</sub>** es el oxígeno consumido por la sustancia de prueba al día *i* en mg O<sub>2</sub>/L; **OD<sub>iB</sub>** es el oxígeno consumido por el medio mineral al día *i* en mg O<sub>2</sub>/L y **M<sub>SP</sub>** es la sustancia de prueba en la botella Winkler en mg/L.

#### 6.2.6.7. Determinación de la toxicidad de los productos de reacción

Para la determinación de la concentración letal 50 (LC<sub>50</sub>) se utilizó *Artemia salina* como organismo modelo. Se emplearon quistes deshidratados comerciales (Biogrow®, 225,000 nauplios por gramo), los cuales fueron hidratados en agua de mar preparada con Instant Ocean® (29.9 g/L) a 28 °C, en una celda de incubación equipada con un sistema de aireación por burbujeo y expuestos a iluminación continua. Los nauplios recién eclosionados (Instar I) se separaron de los quistes no eclosionados y de los cascarones, mediante fototropismo positivo.

El ensayo de toxicidad aguda (24 y 48 h) se llevó a cabo utilizando nauplios de *Artemia salina* de aproximadamente 24 horas de vida (Instar II y III). Cada ensayo consistió en la exposición de 7 a 12 organismos por grupo a concentraciones crecientes de cada PhC, así como a sus productos de reacción. Se incluyeron un grupo control negativo (agua de mar) y un control positivo (K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>). Las disoluciones de los ensayos se prepararon en agua salina (29.9 g/L) y se ajustaron a un volumen final de 250 µL por ensayo.

Los nauplios fueron expuestos durante 24 y 48 horas a temperaturas controladas de 21 °C y 28 °C en completa oscuridad. Todos los experimentos se realizaron por triplicado, con cuatro repeticiones por condición experimental. Durante la exposición, no se suministró alimento a los organismos.

Finalizado el periodo de exposición, se procedió a contabilizar los individuos muertos para el cálculo de la LC<sub>50</sub> utilizando el método probit. Se consideraron muertos aquellos organismos que no mostraron movimiento alguno durante un periodo de 10 segundos, siguiendo la metodología descrita por Libralato et al., (2016).

#### 6.2.6.8. Estimación del riesgo ambiental de los PhCs

La estimación del riesgo ambiental por la presencia de PhCs detectados en las aguas residuales, se determinó mediante los cocientes de riesgo (RQ) de acuerdo con lo recomendado por la Comisión Europea empleando la Ecuación 6.4 (European Commission, 2003)

$$RQ = \frac{MEC}{PNEC} \quad \text{Ecuación 6.4}$$

Donde: **MEC** ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) es la concentración ambiental medida para cada PhC y **PNEC** ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) es la concentración de PhC prevista sin efecto

Los valores utilizados para el cálculo del PNEC se obtuvieron dividiendo los valores más bajos reportados de toxicidad, expresados como concentración efectiva media (EC<sub>50</sub>) o concentración letal media (LC<sub>50</sub>), entre un factor de seguridad de 1000, aplicable para ensayos de toxicidad aguda. Los valores de EC<sub>50</sub> y LC<sub>50</sub> fueron tomados de la literatura científica y de la base de datos ECOTOX (US EPA, 2023b), dando preferencia a los más bajos disponibles.

Con el fin de representar parte de la complejidad de los ecosistemas acuáticos, se consideraron organismos pertenecientes a tres niveles tróficos: algas (productores primarios), invertebrados acuáticos (consumidores primarios) y peces (consumidores secundarios). En los casos en que no se encontraron datos experimentales, se recurrió al software ECOSAR para estimarlos (US EPA, 2023a). Los datos empleados se presentan en la Tabla 6.5. El criterio de interpretación del RQ se realizó conforme a lo descrito por (Sánchez-Bayo et al., 2002) donde:  $RQ < 0.01$  indica "sin riesgo",  $0.01 \leq RQ < 0.1$  indica "riesgo bajo",  $0.1 \leq RQ < 1$  indica "riesgo medio", y  $RQ \geq 1$  indica "riesgo alto".

**Tabla 6.5. Valores de EC<sub>50</sub> o LC<sub>50</sub> para calcular PNEC en algas, invertebrados y peces**

<b>PhC</b>	<b>EC<sub>50</sub> o LC<sub>50</sub> (<math>\mu\text{g L}^{-1}</math>)</b>	<b>Exposición</b>	<b>Efecto Observado</b>	<b>Organismo</b>	<b>Referencia</b>
ACP	1120 (EC <sub>50</sub> )	48 h	Cantidad de huevos producidos por hembra	<i>D. magna</i>	Du et al., 2016
	2000 (LC <sub>50</sub> )	96 h	Abundancia	<i>C. ellipsoidea</i>	Touliabah et al., 2008
	438.8 (EC <sub>50</sub> )	96 h	Malformación	<i>D. rerio</i>	Rosas-Ramírez et al., 2022
ALB	63 (EC <sub>50</sub> )	48 h	Inmovilización	<i>D. magna</i>	Tkaczyk et al., 2021
	4600 (EC <sub>50</sub> )	96 h	Inhibición de la bioluminiscencia	<i>D. subpicatus</i>	Escher et al., 2008)
	46 (LC <sub>50</sub> )	48 h	Mortalidad	<i>D. rerio</i>	Carlsson et al., 2013
DEX	598 (EC <sub>50</sub> )	48 h	Mortalidad	<i>D. magna</i>	Fazolo et al., 2021
	13.73 (EC <sub>50</sub> )	96 h	Inhibición del crecimiento	<i>D. rerio</i>	Sun et al., 2010
	23000 (EC <sub>50</sub> )	48 h	Inhibición del crecimiento	<i>R. subcapitata</i>	Kusk et al., 2018
DF	520 (EC <sub>50</sub> )	48 h	Cantidad de huevos producidos por hembra	<i>D. magna</i>	Du et al., 2016
	0.48 (EC <sub>50</sub> )	96 h	Inhibición del crecimiento	<i>S. vacuolatus</i>	Schulze et al., 2010
	544.9 (EC <sub>50</sub> )	24 h	Alteración de funciones metabólicas	<i>D. rerio</i>	Garoche et al., 2021
IVM	0.0057 (EC <sub>50</sub> )	48 h	Inmovilización	<i>D. magna</i>	Escher et al., 2008
	200 (EC <sub>50</sub> )	96 h	Inhibición de la bioluminiscencia	<i>D. subpicatus</i>	Escher et al., 2008
	458 (EC <sub>50</sub> )	48 h	Inhibición del crecimiento	<i>D. rerio</i>	Carlsson et al., 2013

**PNEC:** Dosis de no efecto, **ACP:** Acetaminofén, **ALB:** Albendazol, **DEX:** Dexametasona, **DF:** Diclofenaco, **IVM:** Ivermectina

### 6.2.7. Estimación de la carga contaminante

Dado que la PTAR Izúcar de Matamoros vierte sus efluentes directamente al río Nexapa, se estimó la carga másica de PhCs que se descargarían potencialmente a este cuerpo de agua. Para ello se utilizó la metodología propuesta por Massarsky et al., (2022), que permite estimar la carga contaminante (expresada en  $\text{kg d}^{-1}$ ) de los compuestos que ingresan a cuerpos de agua superficiales que reciben descargas de aguas residuales, ya sean tratadas o sin tratar.

La estimación se realizó mediante la ecuación 6.5 a partir de la concentración de PhCs determinada para las muestras ambientales de agua, la capacidad instalada para el tratamiento de las aguas residuales en la PTAR y la eficiencia de remoción del tratamiento.

$$SWW = \frac{C_{PhC} \times ICWW \times F_1}{F_2 \left(1 - \frac{WWTR}{100}\right)} \quad \text{Ecuación 6.5}$$

Donde: **SWW** (kg d<sup>-1</sup>) es la carga másica estimada en el efluente de la PTAR, **C<sub>PhC</sub>** (µg L<sup>-1</sup>) es la concentración del PhC determinada en el efluente, **ICWW** (ML d<sup>-1</sup>) es la capacidad de tratamiento instalada en la PTAR, **WWTR** (%) es la eficiencia de remoción del PhC por el sistema de tratamiento, y **F<sub>1</sub>** (10<sup>6</sup> L d<sup>-1</sup> MLD<sup>-1</sup>) y **F<sub>2</sub>** (10<sup>9</sup> µg kg<sup>-1</sup>) son factores de conversión de unidades.

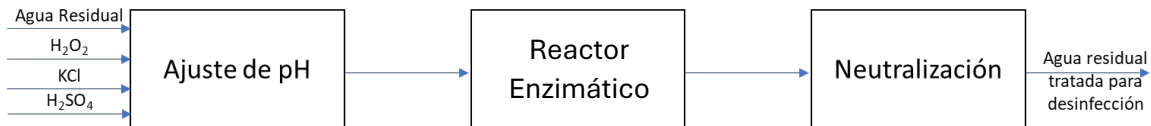
Con base en la ecuación 6.5 se plantearon tres escenarios posibles para estimar la carga másica de PhCs descargada al río Nexapa bajo distintas condiciones operativas de la PTAR:

- Escenario 1 – Descarga sin tratamiento: En este escenario se refleja el estado actual de la PTAR, por lo que se asume que, las aguas residuales municipales son vertidas directamente al río Nexapa sin ningún tipo de tratamiento, por lo que la eficiencia de remoción (WWTR) se considera del 0%.
- Escenario 2 – Tratamiento biológico operativo: Este escenario supone que la PTAR opera correctamente con el sistema tratamiento biológico instalado (filtro percolador) y una capacidad instalada (ICWW) de 90 L s<sup>-1</sup>. Los porcentajes de remoción (WWTR) para cada PhC se estimaron utilizando el Software EPI-Suite de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (US EPA, 2012), con base en las propiedades fisicoquímicas de cada compuesto y un sistema de tratamiento biológico similar al encontrado en la PTAR.
- Escenario 3 – Tratamiento combinado con tecnología enzimática: Considera el mismo escenario anterior, pero se añade el tratamiento enzimático propuesto en esta investigación. Los porcentajes adicionales de remoción para cada PhC se obtuvieron experimentalmente en muestras de agua modelo y se sumaron a los valores estimados en el escenario 2.

## 6.2.8. Diseño de la propuesta de tratamiento

### 6.2.8.1. Simulación del proceso de tratamiento biocatalítico

La simulación del tratamiento biocatalítico tomo como punto de partida el diagrama de bloques presentado a continuación:



**Figura 6.1. Diagrama de bloques de la propuesta de tratamiento.**

El modelado del proceso fue construido en el ambiente de simulación Aspen HYSYS V8.8, a partir de los datos experimentales obtenidos para la degradación de PhCs. Para ello se tomaron ciertas consideraciones, tanto para la simulación como para el desarrollo del modelo, mismas que se presentan a continuación:

- I. Se considera un sistema homogéneo tanto para la alimentación del agua residual como para el biocatalizador y productos generados por la transformación biocatalítica.
- II. Para efectos del modelado, el agua residual de alimentación contiene únicamente ACP, ALB, CQ, DEX, DF, HCQ e IVM como compuestos modelo.
- III. La concentración de cada PhCs inicial en el proceso fue establecida en 15 ppm para cada uno
- IV. Las especies no encontradas en la base de datos se modelaron con ayuda de la herramienta HypoManager a partir de las propiedades fisicoquímicas de las anteriores.
- V. Se consideró un modelo cinético de primer orden empleando las constantes de reacción determinadas experimentalmente.

## 6.2.9. Análisis estadístico

Se realizó un análisis de varianza (ANOVA) para evaluar la significancia de los tratamientos aplicados durante el procedimiento de SPE, considerando un nivel de significancia de  $p < 0.05$ .

Por otra parte, se utilizó la prueba de comparaciones múltiples de Tukey para estimar los intervalos de confianza al 95% en los porcentajes de recuperación y para identificar diferencias significativas entre las matrices ambientales.

El análisis estadístico del diseño experimental en la inmovilización enzimática se realizó mediante un ANOVA multifactorial, considerando un nivel de significancia de  $p < 0.05$ . También se calcularon los efectos principales y sus interacciones, así como sus contribuciones porcentuales a la variabilidad total del sistema.

Todos los ensayos experimentales se realizaron por triplicado para garantizar la reproducibilidad. La verificación de los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas se llevó a cabo mediante las pruebas de Shapiro-Wilk y Levene, respectivamente. El análisis estadístico se efectuó utilizando el software Minitab® 19, Versión 19.1

## 6.3. Resultados y discusión

### 6.3.1. Validación del método de extracción SPE

Como paso preliminar para la identificación de los PhCs seleccionados, se generaron curvas de calibración en agua residual tratada para considerar los posibles efectos de la matriz ambiental. Las curvas para cada PhC se construyeron empleando agua residual tratada como matriz para considerar su efecto, en un intervalo concentración de 0.01 a 10 mg L<sup>-1</sup> y, en todos los casos, mostraron un buen ajuste lineal dentro del intervalo de trabajo con un coeficiente de correlación superior a 0.99.

A partir de los modelos lineales obtenidos, se determinaron los límites de detección (LOD) y cuantificación (LOQ) para cada PhC. En la Tabla 6.6 se presentan los parámetros de calibración, así como los límites LOD y LOQ calculados para cada compuesto modelo en agua residual tratada. Las curvas de calibración se presentan en la Figura A5.1 del **ANEXO V**.

**Tabla 6.6. Parámetros de calibración para los PhCs modelo y sus límites de detección (LOD) y cuantificación (LOQ).**

PhCs	Ecuación	R <sup>2</sup>	LOD (µg/L)	LOQ (µg/L)
ACP	y = 1233542.1x	0.9976	6.40	21.34
ALB	y = 15750295.3x	0.9933	0.73	2.44
CQ	y = 1898091.0x	0.9894	12.14	40.47
DEX	y = 779762.6x	0.9906	1.46	4.86
DF	y = 155905.6x	0.9943	2.27	7.59
HCQ	y = 2020816.6x	0.9912	0.92	3.08
IVM	y = 12.81x	0.9884	58.63	195.45

*ACP: Acetaminofén, ALB: Albendazol, CQ: Cloroquina, DEX: Dexametasona, DF: Diclofenaco, HCQ: Hidroxicloroquina, IVM: Ivermectina.*

Para validar el método de extracción de los PhCs mediante SPE, se utilizaron disoluciones modelo de concentración conocida preparadas en agua destilada, agua de grifo y agua residual tratada. Esto permitió evaluar el efecto de la matriz en el porcentaje de recuperación del método de extracción SPE propuesto. En cada caso, se adicionaron 10 µg L<sup>-1</sup> de cada PhC.

Con el objetivo de determinar si las diferencias observadas en la recuperación eran estadísticamente significativas se realizó un análisis ANOVA bifactorial, considerando como

factores la matriz utilizada y el tipo de fármaco. Los resultados de este análisis estadístico (presentados en el ANEXO V) mostraron efectos significativos tanto para la matriz ( $\alpha < 0.05$ ), el tipo de PhC ( $\alpha < 0.05$ ), así como para su interacción ( $\alpha < 0.05$ ). Este resultado indica, como se esperaba, que la eficiencia del método de extracción varía no solo entre matrices, sino también entre los PhCs y que dicha variación depende de la combinación específica de ambos factores. Esto sugiere que la complejidad de la matriz y la naturaleza química de los analitos afecta su adsorción o elusión en el adsorbente del cartucho y, por tanto, evidencia la importancia de considerar cuidadosamente el tipo de matriz empleada al analizar la presencia de PhCs en matrices acuosas.

Lo anterior se comprueba al calcular los porcentajes de recuperación para cada tratamiento. En cada caso se calculó el intervalo de confianza (IC) al 95%. Los resultados. Los resultados de este análisis se presentan en la Tabla 6.7.

**Tabla 6.7. Porcentaje de recuperación e intervalo de confianza para el método de extracción SPE de PhCs usando agua destilada, agua de grifo y agua residual tratada.**

PhCs	AGUA DESTILADA		AGUA DE GRIFO		AGUA RESIDUAL TRATADA	
	Recuperación (%), (SD)	IC (95%)	Recuperación (%), (SD)	IC (95%)	Recuperación (%), (SD)	IC (95%)
ACP	108.75, (1.69)	106.17 – 111.32	93.81, (2.44)	91.23 – 96.39	89.64, (1.07)	87.06 – 92.21
ALB	102.08, (0.43)	100.62 – 103.54	87.35, (1.47)	85.88 – 88.81	99.59, (0.93)	98.13 – 101.05
CQ	81.66, (1.32)	78.30 – 85.02	83.81, (3.86)	80.45 – 87.17	83.50, (0.55)	80.14 – 86.86
DEX	98.7, (0.9)	95.59 – 101.82	110.42, (1.89)	107.30 – 113.54	88.37, (3.20)	85.25 – 91.49
DF	99.57, (2.57)	96.65 – 102.49	101.63, (2.46)	98.71 – 104.55	83.16, (1.42)	80.24 – 86.08
HCQ	86.34, (1.21)	83.41 – 89.27	81.29, (3.19)	78.36 – 84.22	87.31, (1.12)	84.38 – 90.24
IVM	100.46, (0.89)	95.99 – 104.92	101.98, (1.77)	97.52 – 106.44	96.92, (5.10)	92.46 – 101.38

**IC:** Intervalo de confianza, **SD:** Desviación Estándar (%), **ACP:** Acetaminofén, **ALB:** Albendazol, **CQ:** Cloroquina, **DEX:** Dexametasona, **DF:** Diclofenaco, **HCQ:** Hidroxicloroquina, **IVM:** Ivermectina

En general, los resultados presentados en la tabla anterior muestran que el método SPE es eficaz en la recuperación de PhCs empleando diferentes matrices ambientales, con valores en la mayoría de los casos dentro del intervalo aceptable del 80% – 120% recomendado

por la EPA para muestras ambientales complejas (EPA, 2007). Particularmente, en agua destilada los compuestos presentaron los mayores porcentajes de recuperación, con valores superiores al 98% para ACP, ALB, DEX, DF e IVM, lo que indica una alta eficacia en la recuperación de estos PhCs en condiciones ideales. Por el contrario, CQ y HCQ mostraron las recuperaciones menores 87%, lo que sugiere una menor afinidad de estos compuestos por el adsorbente empleado para su recuperación.

En comparación con el agua destilada, el agua de grifo y el agua residual tratada mostraron una disminución significativa ( $\alpha < 0.05$ ), en el porcentaje de recuperación para la mayoría de los PhCs. En agua de grifo, las recuperaciones se mantuvieron dentro del rango de recuperación aceptable, aunque CQ e HCQ siguieron presentando los valores más bajos con 81.29% y 83.81%, respectivamente. Por su parte, en el agua residual tratada, la matriz más compleja, se observaron reducciones adicionales, particularmente para ALB (89.64%), DEX (88.37%) y DF (83.16%), aunque todos los compuestos presentaron recuperaciones dentro del rango aceptable.

Este comportamiento sugiere la presencia de interferentes y/o fenómenos de competencia por los sitios activos del adsorbente, lo que afecta la eficiencia de la extracción. No obstante, los valores obtenidos en todos los casos se mantuvieron dentro del rango aceptable (80% – 120%), lo que confirma la robustez del método incluso empleando matrices ambientales complejas, por lo que se procedió a la aplicación de esta metodología en muestras ambientales de la PTAR Izúcar de Matamoros.

### **6.3.2. Detección y cuantificación de PhCs en muestras ambientales**

Para la identificación de los PhCs modelo en las muestras ambientales, se utilizaron estándares de referencia para cada analito, lo anterior permitió identificar con precisión cada PhC al comparar sus tiempos de retención y sus relaciones m/z. Los resultados de esta identificación se presentan en el **ANEXO V**.

Una vez identificados los PhCs en las muestras modelo, se procedió a su detección en muestras ambientales recolectadas tres puntos clave: antes de la descarga de la PTAR Izúcar de Matamoros (P5), en la propia descarga de la PTAR (P6) y 300 metros aguas debajo de la descarga de la PTAR (P7) (ver Figura 3.4).

En general, los resultados demuestran la presencia de todos los PhCs a excepción de CQ, en los tres puntos de muestreo (Ver Tabla 6.8). En el punto 5, una zona considerada libre

de la influencia directa de la PTAR, se detectó la presencia de todos los compuestos, aunque en concentraciones inferiores al LOQ, lo que impidió su cuantificación. Esta presencia sugiere posibles aportes de descargas municipales no reguladas al río Nexapa aguas arriba a la descarga de la PTAR, así como a la posible influencia del canal El Portezuelo, que trasvasa aguas residuales desde la Ciudad de Puebla.

**Tabla 6.8. Concentración de PhCs en los diferentes puntos de muestreo**

PhCs	P5 ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	P6 ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	P7 ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )
ACP	<LOQ	132.90 $\pm$ 3.90	5.76 $\pm$ 1.07
ALB	<LOQ	1.61 $\pm$ 0.63	0.09 $\pm$ 0.02
CQ	ND	ND	ND
DEX	<LOQ	5.57 $\pm$ 1.87	0.21 $\pm$ 0.11
DF	<LOQ	25.75 $\pm$ 0.72	1.59 $\pm$ 0.41
HCQ	<LOD	<LOQ	<LOD
IVM	<LOQ	6.17 $\pm$ 1.21	<LOQ

**ND:** No detectado, **ACP:** Acetaminofén, **ALB:** Albendazol, **CQ:** Cloroquina, **DEX:** Dexametasona, **DF:** Diclofenaco, **HCQ:** Hidroxicloroquina, **IVM:** Ivermectina

En sitio de descarga de la PTAR Izúcar de Matamoros (P6), se observó la presencia de ACP con concentración superior a 130  $\mu\text{g L}^{-1}$ , seguido de DF con 25.75  $\mu\text{g L}^{-1}$  y DEX con 5.57  $\mu\text{g L}^{-1}$ . Mientras que ALB e IVM con concentraciones menores a 7  $\mu\text{g L}^{-1}$ . En este caso, los resultados reflejan la carga contaminante presente en las aguas residuales municipales de Izúcar de Matamoros, ya que la PTAR no se encontraba operando en el momento del muestreo y todo el influente era derivado sin tratamiento previo al río Nexapa. Concentraciones similares para IVM (5 a 20  $\mu\text{g L}^{-1}$ ), DEX (3  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) y ALB (0.7  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) fueron reportadas en los efluentes de diferentes PTAR con procesos biológicos aerobios por Chang et al., (2007), Charuaud et al., (2019) y Mhuka et al., (2020), respectivamente, lo que evidencia la naturaleza recalcitrante de estos compuestos incluso después del tratamiento convencional.

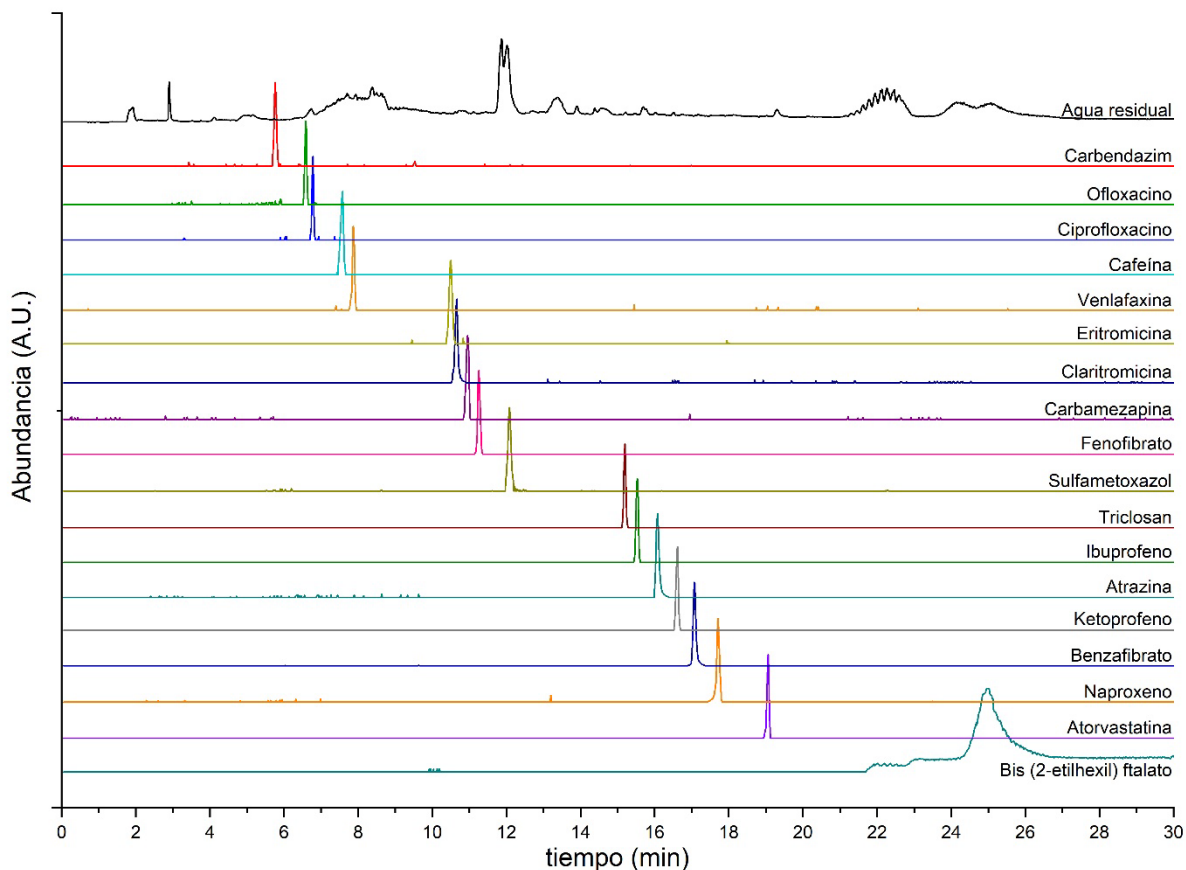
Respecto de las concentraciones encontradas para ACP y DF son inferiores a los valores registrados en otros estudios. Mhuka et al., (2020) reportó concentraciones de ACP de 6209  $\mu\text{g L}^{-1}$ , mientras que Raysyan et al., (2021) reportó 3700  $\mu\text{g L}^{-1}$  para DF. Estos resultados sugieren que, en comparación, las concentraciones halladas en la PTAR Izúcar de Matamoros son relativamente bajas, pero eso no implica que no representen un potencial impacto ambiental y riesgos a la salud asociados a su presencia.

Finalmente, en el Punto P7, ubicado 300 metros aguas abajo de la descarga de la PTAR de Izúcar de Matamoros, el ACP continuó siendo el compuesto de mayor concentración  $5.76 \mu\text{g L}^{-1}$ , seguido de DF ( $1.59 \mu\text{g L}^{-1}$ ) y DEX ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ). Esta disminución en su concentración puede atribuirse a procesos de dilución en el caudal del río Nexapa y posiblemente a efectos de adsorción en sedimentos del cuerpo de agua. Es importante destacar que, en este punto de toma de muestra, el agua del río es completamente desviada a un canal para su uso en riego agrícola, lo que representa un riesgo potencial de transferencia de estos contaminantes a suelos y cultivos y al mismo tiempo extiende la zona de influencia de la PTAR más allá de río Nexapa

La detección de PhCs utilizados en el tratamiento sintomático del COVID-19 sugiere que la presencia de estos fármacos en las aguas residuales de Izúcar de Matamoros estuvo influenciada por el uso intensivo de estos PhCs, coincidiendo con el periodo de incidencia de casos activos durante la cuarta (1123 casos acumulados) y quinta (663 casos acumulados) ola de COVID-19 en la región (Secretaría de Salud, 2023) No obstante, dado que estos fármacos tienen aplicaciones terapéuticas más amplias, su detección en las muestras analizadas no puede atribuirse exclusivamente a la pandemia.

Un desafío adicional en la interpretación de estos resultados es la limitada o nula información previa sobre la presencia de estos compuestos en la región, lo que impide establecer una línea base de concentraciones y evaluar con precisión el efecto de la pandemia por COVID-19. Por lo que se hace necesario implementar programas de monitoreo continuo que permitan generar datos históricos para poder evaluar la evolución de la contaminación por PhCs en este cuerpo de agua.

En este sentido, se detectaron otros compuestos durante el análisis por HPLC-MS; sin embargo, al no haber sido considerados inicialmente, no se preparó una metodología que permitiera su cuantificación. En la Figura 6.2 se presenta el cromatograma EIC para los compuestos no objetivo identificados.



**Figura 6.2. Extracted ion chromatogram (EIC) de los compuestos adicionales detectados en el río Nexapa.**

El análisis por espectrometría de masas permitió identificar 18 compuestos adicionales, incluyendo 15 compuestos farmacéuticos y de cuidado personal, 2 plaguicidas y 1 compuesto químico de origen industriales. La lista completa de estas sustancias y sus parámetros de identificación se presentan en la tabla A5.2 del **ANEXO V**.

La detección de este amplio espectro de compuestos presentes en las aguas del río Nexapa evidencia la complejidad de la matriz ambiental y al mismo tiempo resalta la necesidad de adoptar estrategias de tratamiento efectivas para su mitigación. En este sentido, el desarrollo e implementación de tecnologías avanzadas de tratamiento, como lo son los procesos enzimáticos, surgen como una alternativa particularmente atractiva para la mitigación de estos compuestos, que no pueden ser removidos efectivamente por los tratamientos biológicos convencionales.

### **6.3.3. Degradación enzimática de PhCs**

Se ensayó la capacidad oxidativa de la enzima CPO para los PhCs modelo, de acuerdo con la metodología propuesta en el apartado 6.2.6.4. En general, los resultados mostraron que

la enzima fue capaz de transformar todos los compuestos con notables variaciones en el porcentaje de degradación de los PhCs ensayados tras 20 min de reacción. En la tabla 6.9. Se muestra el porcentaje de degradación para cada compuesto.

**Tabla 6.9. Porcentajes de degradación y constantes cinéticas de primer orden para los PhCs modelo**

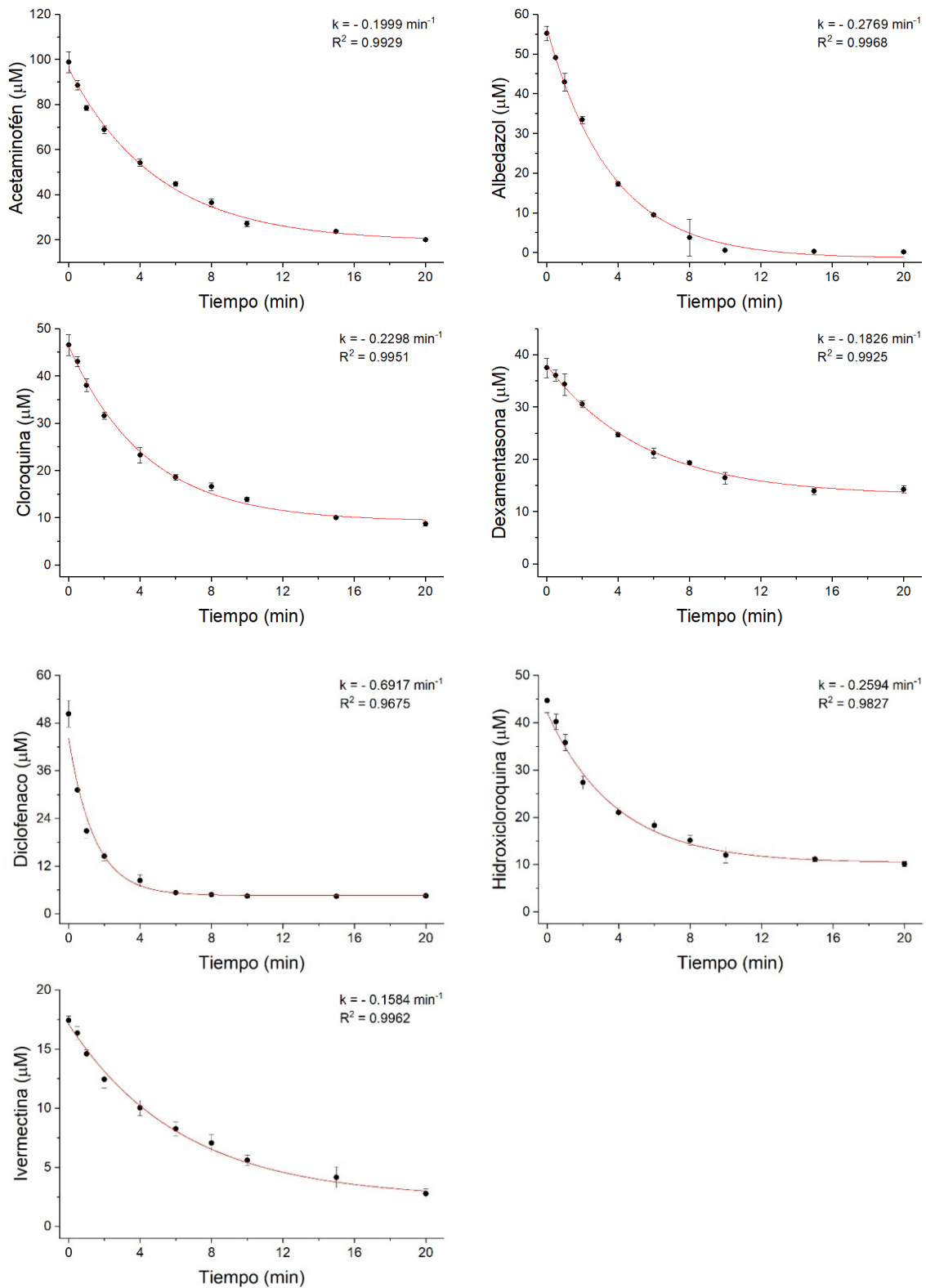
<i>Parámetro</i>	<i>ACP</i>	<i>ALB</i>	<i>CQ</i>	<i>DEX</i>	<i>DF</i>	<i>HCQ</i>	<i>IVM</i>
<i>Degradación (%)</i>	78.75	96.43	81.32	63.4	91.16	77.29	84.08
<i>k (min<sup>-1</sup>)</i>	0.1999	0.2769	0.2298	0.1826	0.6917	0.2594	0.1584

**ACP:** Acetaminofén, **ALB:** Albendazol, **CQ:** Cloroquina, **DEX:** Dexametasona, **DF:** Diclofenaco, **HCQ:** Hidroxicloroquina, **IVM:** Ivermectina

ALB presentó la mayor conversión, alcanzando una conversión del 96.43% de degradación, seguido por DF (91.16%) e IVM (84.08%). Estos porcentajes de remoción reflejan la elevada capacidad oxidativa de la CPO hacia estos compuestos. En contraste, DEX mostró el menor porcentaje de degradación (63.4%), lo que podría deberse a la mayor estabilidad estructural del compuesto Y/o a una menor afinidad de la CPO por este compuesto.

Por su parte, la constante cinética de primer orden (*k*), la cual permite cuantificar la velocidad de transformación en función de la concentración del fármaco. Los valores de *k* mostraron diferencias entre los distintos fármacos, siendo DF y ALB los compuestos que presentan el valor más alto (con 0.6917 min<sup>-1</sup> y 0.2769 min<sup>-1</sup>, respectivamente), lo que indica que la velocidad de reacción para estos compuestos es rápida en las primeras etapas de la reacción. En contraste, IVM y DEX mostraron los valores más bajos (0.1584 min<sup>-1</sup> y 0.1826 min<sup>-1</sup>, respectivamente), lo cual sugiere que, aunque la degradación final es elevada, la velocidad inicial del proceso es más lenta. Este comportamiento se refleja en el avance de la reacción (ver Figura 6.3), en donde se puede observar una rápida disminución en durante los primeros minutos de la reacción, seguida de una disminución de la velocidad de reacción a medida que se alcanza la conversión máxima.

En conjunto, estos resultados evidencian la alta capacidad de la CPO para oxidar diversos PhCs en tiempos relativamente cortos (20 min), con eficiencias que varían según la naturaleza del cada sustrato.



**Figura 6.3. Avance de la reacción para la degradación de ACP, ALB, CQ, DEX, DF, HCQ e IVM por CPO.**

### 6.3.3.1. Determinación de parámetros cinéticos

Además de la evaluación de la capacidad oxidativa de la CPO, se determinaron los parámetros cinéticos  $V_{\text{máx}}$  y  $K_m$  para cada uno de los fármacos ensayados. Estos parámetros permiten caracterizar de manera más precisa la eficiencia catalítica de la enzima CPO hacia los PhCs modelo. En la tabla 6.10 se presenta el resumen de estos parámetros cinéticos para cada sistema de degradación.

**Tabla 6.10. Parámetros cinéticos para el sistema CPO – H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> en presencia de diferentes PhCs**

Parámetro	ACP	ALB	CQ	DEX	DF	HCQ	IVM
$V_{\text{máx}}$ ( $\mu\text{M min}^{-1}$ )	28.194	6.4802	1.1335	14.4375	9.4838	7.0928	3.0154
$K_m$ ( $\mu\text{M}$ )	0.0714	0.6296	0.0374	0.2419	0.0933	0.0604	0.0178
$K_{\text{cat}}$ ( $\text{min}^{-1}$ )	1,225,826	56,349,56.5	49,282.61	627,717.4	412,339.1	308,382.6	131,104.3
$K_{\text{cat}}/K_m$ ( $\mu\text{M}^{-1} \text{min}^{-1}$ )	17,168,433	8,950,058	1,317,716.8	2,594,946	4,419,498	5,105,672	7,365,413

**ACP:** Acetaminofén, **ALB:** Albendazol, **CQ:** Cloroquina, **DEX:** Dexametasona, **DF:** Diclofenaco, **HCQ:** Hidroxicloroquina, **IVM:** Ivermectina

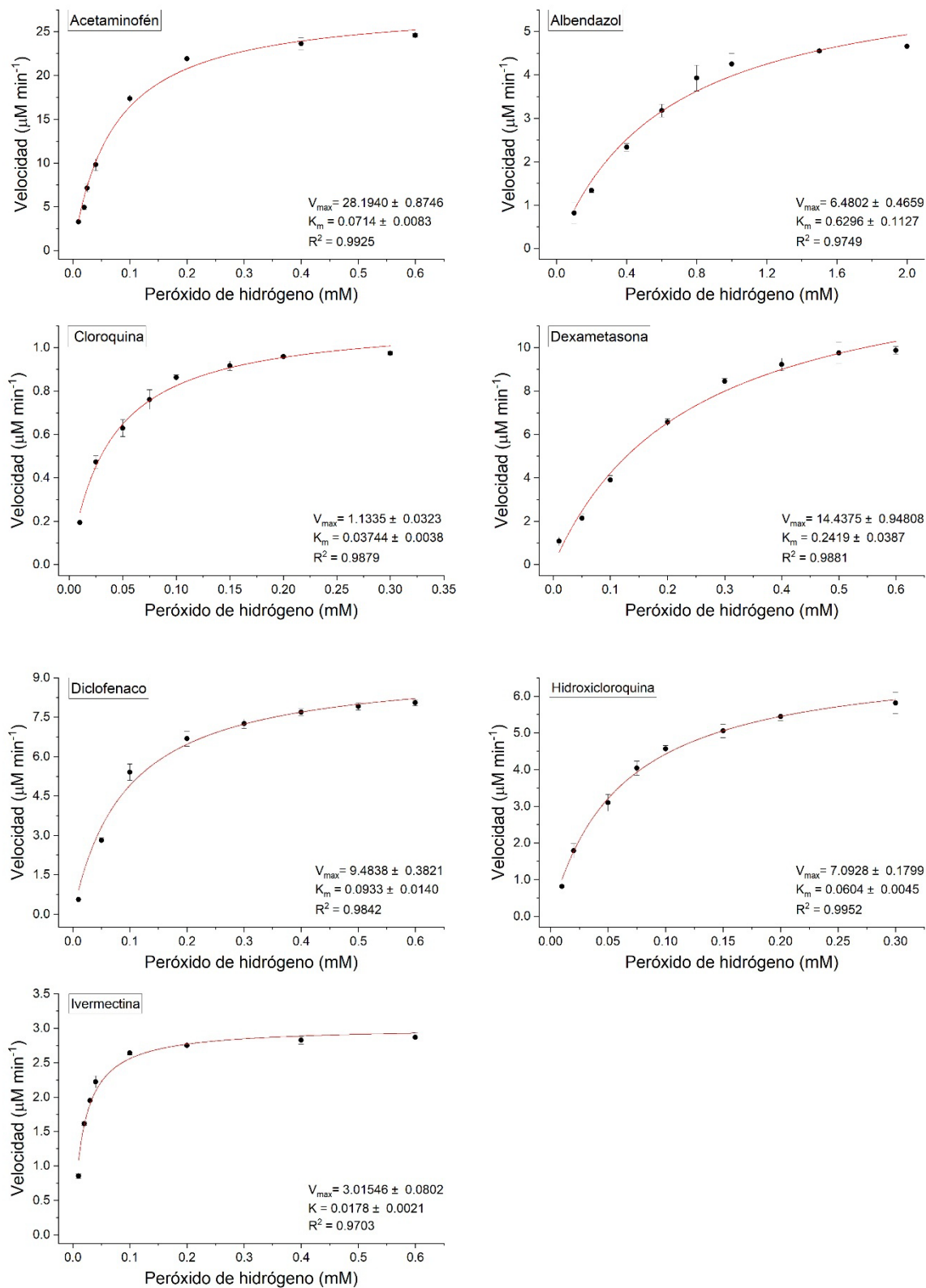
En general, los resultados mostraron la existencia de diferencias significativas según el fármaco presente en el sistema. Por ejemplo, en presencia de ACP se obtuvo el mayor valor de  $V_{\text{máx}}$  ( $28.19 \mu\text{M min}^{-1}$ ) (Ver la figura 6.4), lo que indica que la enzima mantiene una elevada capacidad de transformación del sustrato H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. En contraste CQ e IVM presentaron los valores más bajos de  $V_{\text{máx}}$  (con  $1.13 \mu\text{M min}^{-1}$  y  $3.01 \mu\text{M min}^{-1}$ , respectivamente), lo que sugiere un posible efecto inhibitorio o competitivo de estos fármacos, y se refleja en una menor eficiencia del sistema.

En cuanto la constante de Michaelis – Menten ( $K_m$ ), los valores más bajos fueron presentados por IVM y CQ (con  $0.0178$  y  $0.0374 \mu\text{M}$ , respectivamente), lo que sugiere que, aunque la velocidad máxima es reducida, la enzima conserva una alta afinidad por el H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> en presencia de estos fármacos.

Por su parte, el valor de más alto de  $K_{\text{cat}}$  fue para ALB ( $5,634,956 \text{ min}^{-1}$ ) indicando una elevada capacidad de conversión de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> por mol de enzima bajo condiciones de saturación, mientras que CQ ( $49,282.61 \text{ min}^{-1}$ ) e IVM ( $131,104.3 \text{ min}^{-1}$ ) mostraron los valores más bajos.

Estos resultados demuestran que la CPO no solo es capaz de degradar los PhCs, sino que su eficacia depende en gran medida de cómo cada PhC interactúa con la enzima, influyendo en la cantidad de especies reactivas que se pueden generar. En este sentido, ACP y ALB sobresalen como los fármacos con el mayor potencial de remoción, dado que favorecen tanto la degradación directa como la activación catalítica del sistema. Por el contrario, la degradación de fármacos como CQ y IVM podría requerir ajustes operativos, como mayor dosificación de  $H_2O_2$  o tiempos de reacción prolongados para compensar la menor velocidad de reacción observada.

En conjunto, estos datos respaldan la viabilidad del uso de la CPO en la degradación de PhCs, aunque aún es necesario realizar la optimización de las condiciones de reacción específica para cada PhC.



**Figura 6.4. Cinéticas de Michaelis-Menten para H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> en presencia de diferentes PhCs.**

### 6.3.4. Sistema de tratamiento enzimático HAp-CPO

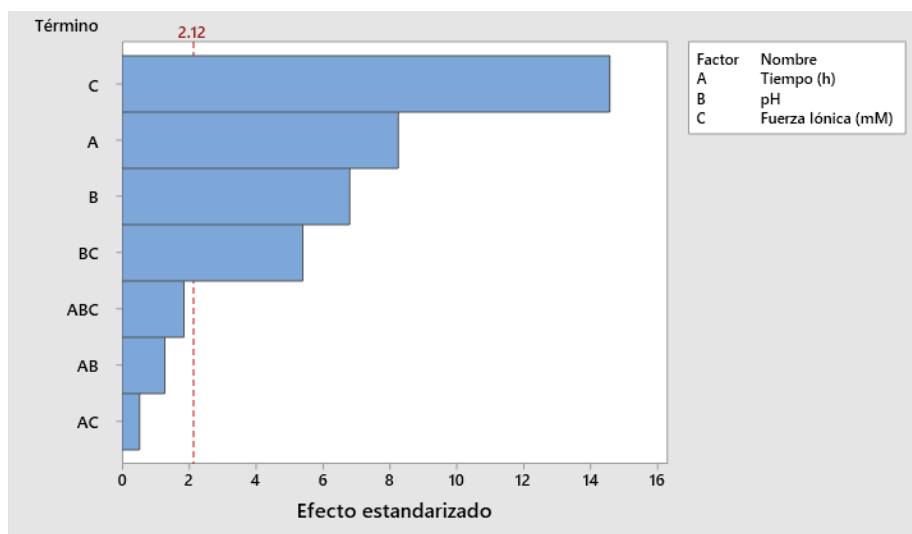
#### 6.3.4.1. Inmovilización de cloroperoxidasa en hidroxiapatita.

Para llevar a cabo la inmovilización de la enzima cloroperoxidasa (CPO) en hidroxiapatita (HAp), se planteó un diseño experimento factorial  $2^3$ . Donde las variables controlables fueron: el tiempo de incubación (2 y 6 horas), el pH (4 y 5) y la fuerza iónica del amortiguador de incubación (50 y 100 mM). Por su parte la respuesta a optimizar fue la actividad enzimática (U) después de la inmovilización.

Se eligió HAp como soporte debido a los reportes de biocompatibilidad y buena interacción con biomoléculas (Almulaiky et al., 2021), lo que la hace adecuada para procesos de inmovilización enzimática (T.sriwong & Matsuda, 2022).

Es diseño factorial permitió evaluar la influencia de las variables independientes y sus interacciones sobre la actividad enzimática tras la inmovilización de la CPO en hidroxiapatita. El análisis estadístico del diseño factorial se presenta en la Tabla A5.3 del **ANEXO V**.

En general, los resultados mostraron que los tres factores tienen un efecto estadísticamente significativo ( $p < 0.05$ ). Siendo la fuerza iónica el factor de mayor influencia durante la inmovilización, seguido del tiempo de inmovilización y el pH. Sumado a esto, la interacción entre el pH y la fuerza iónica (ambos factores relacionados con el buffer de incubación) es la única interacción relevante en el proceso de inmovilización, como puede observarse en la figura 6.5.

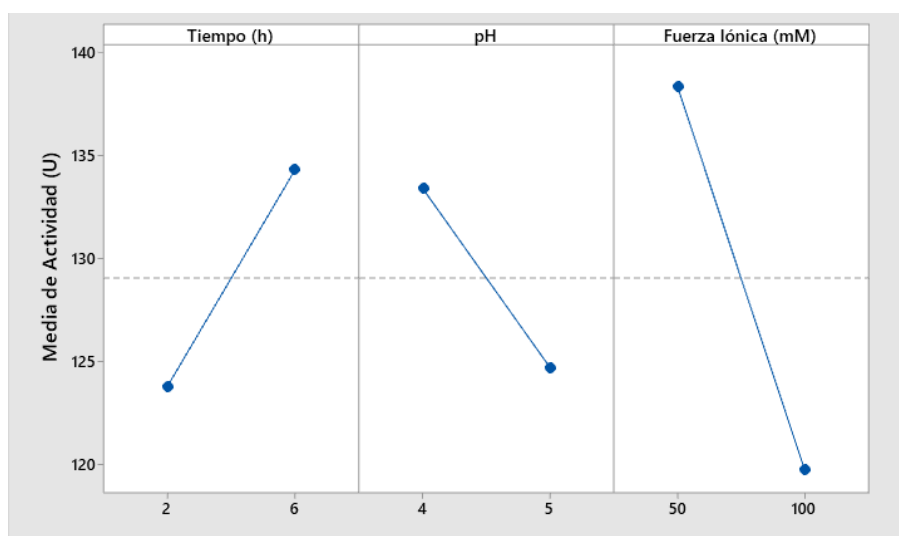


**Figura 6.5. Diagrama de Pareto para los efectos estandarizados en el sistema inmovilizado.**

En este sentido, el tiempo de contacto presentó un efecto positivo significativo (Coef. 5.27,  $p < 0.05$ ), lo que indica que, al aumentar el tiempo de inmovilización de 2 a 6 horas, la actividad enzimática retenida mejora notablemente. Esto sugiere que un mayor tiempo permite que la enzima tenga más oportunidad de adsorberse y estabilizarse en el soporte, favoreciendo la eficiencia global de la inmovilización.

Por su parte, el pH mostró un efecto negativo significativo (Coef. = -4.347,  $p < 0.05$ ), lo que implica que al aumentar el pH de 4 a 5, la actividad disminuye. Esta tendencia puede explicarse considerando el punto isoeléctrico cercano a 4.0 de la CPO (Muñoz-Guerrero et al., 2015), lo que implica que a pH 4, la carga neta total de la proteína es ligeramente positiva. Por su parte, a este pH la HAp presenta una carga superficial negativa de - 58 mV (Sánchez Hernández, 2023) lo que puede favorecer las atracciones electrostáticas entre ambos componentes; mientras que a pH 5, la enzima se carga negativamente al igual que el soporte, lo que provoca la repulsión entre la enzima y el soporte dificultando la inmovilización (ver Figura 6.6). Este comportamiento también fue observado por Muñoz-Guerrero et al., (2015) en la inmovilización de CPO en materiales mesoporosos a base de sílice.

Por otra parte, la fuerza iónica tuvo el efecto negativo más marcado (Coef. = -9.305;  $p < 0.05$ ), lo que confirma que aumentar la concentración salina de amortiguador (de 50 a 100 mM) se reduce significativamente la actividad enzimática tras la inmovilización. Esto indicaría que una mayor fuerza iónica puede apantallar las interacciones electrostáticas, afectando la adsorción de la enzima sobre la hidroxiapatita.



**Figura 6.6. Diagrama de efectos principales en la inmovilización enzimática.**

Respecto de las interacciones, solo la interacción entre pH y fuerza iónica fue significativa (Coef. = 3.450;  $p < 0.05$ ). Este resultado indica que los efectos combinados de estas dos variables no son aditivos: es decir, la presencia de una mayor fuerza iónica en combinación con un pH elevado puede disminuir o incrementar la repulsión electrostática, dependiendo del equilibrio iónico en el sistema.

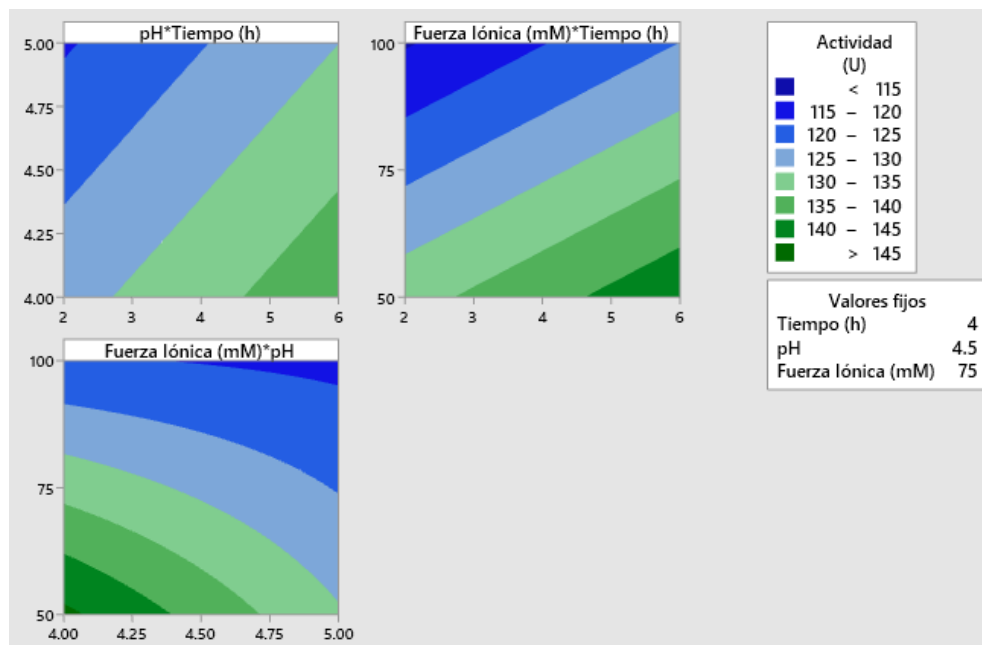
En cuanto a la calidad del modelo, el análisis estadístico muestra un ajuste del 94.34%, lo que indica que el modelo explica la mayor parte de la variabilidad observada. Además, el R-cuadrado ajustado (93.15%) y el R-cuadrado precedido (90.98%) también son elevados, lo que respalda la capacidad predictiva del modelo.

Así, la ecuación de regresión obtenida para los factores no codificados es la siguiente:

$$\text{Actividad (U)} = 278.7 + 2.636\text{Tiempo} - 29.39\text{pH} - 1.614 \text{ Fuerza iónica} + 0.2760 \text{ pH} \times \text{Fuerza iónica}$$

Esta ecuación permite predecir la actividad enzimática para cualquier combinación de las variables dentro del rango estudiado.

Las gráficas de contorno y de superficie de respuesta para este sistema se muestran en la 6.7.



**Figura 6.7. Gráficas de contorno para las interacciones entre los factores; tiempo, pH y fuerza iónica y su efecto en la inmovilización de CPO sobre HAp.**

Posteriormente se identificó la combinación de factores que en conjunto optimizan la inmovilización enzimática para este sistema, alcanzando una actividad de 151.418 U (IC de 95% 148.25 U – 154.59 U) al emplear un tiempo de incubación de 6 horas, y una disolución amortiguadora pH 4.0, 50 mM. La validación de esta predicción se corroboró experimentalmente, obteniéndose una actividad cloroperoxidasa de 153.87 U, valor que se encuentra dentro del intervalo de confianza estimado. Finalmente, la actividad cloroperoxidasa del soporte inmovilizado HAp-CPO se determinó en 30.77 U mg<sup>-1</sup> de soporte

#### 6.3.4.2. Degradación enzimática mediante HAp-CPO

Antes de poder aplicar el sistema inmovilizado HAp-CPO en la degradación de PhCs, fue necesario cuantificar la adsorción del material. Para ello se colocaron alícuotas que contenían 51.99 µg del soporte HAp – CPO (equivalentes a 1.6 U) en 1 mL de solución con 15 ppm del PhC de interés. Como control de adsorción, no se añadió peróxido de hidrógeno al sistema, evitando así la reacción biocatalítica. Los resultados muestran porcentajes variables de adsorción para los PhCs modelo con porcentajes menores al 8 % en los primeros 20 minutos. En la tabla 6.11 se presentan los resultados correspondientes a esta evaluación.

**Tabla 6.11. Cuantificación de la adsorción de diferentes PhCs por el sistema inmovilizado HAp-CPO.**

<i>Tiempo de incubación</i>	<i>ACP</i>	<i>ALB</i>	<i>CQ</i>	<i>DEX</i>	<i>DF</i>	<i>HCQ</i>	<i>IVM</i>
<b>Adsorción</b>							
<i>20 min</i>	7.2%	6.5%	7.1%	5.8%	7.4%	4.9%	1.9%
<i>60 min</i>	12.8%	10.4%	9.3%	9.7%	11.5%	13.1%	3.8%
<b>Degradación enzimática - Adsorción</b>							
<i>20 min</i>	64.8%	75.3%	63.1%	48.4%	62.9%	54.7%	61.0%
<i>60 min</i>	89.4%	99.9%	72.0%	73.1%	96.8%	88.3%	92.1%

**ACP:** Acetaminofén, **ALB:** Albendazol, **CQ:** Cloroquina, **DEX:** Dexametasona, **DF:** Diclofenaco, **HCQ:** Hidroxicloroquina, **IVM:** Ivermectina

Posteriormente, se determinó la capacidad de degradación del sistema inmovilizado. En la cuantificación total de la remoción de los PhCs se consideraron ambos procesos de remoción (adsorción y degradación biocatalítica). En general, se observó la disminución del

porcentaje de degradación en comparación con la enzima libre (ver tabla 6.9 y 6.11) en los primeros 20 minutos de la reacción.

Estos valores de remoción incrementaron tras 60 minutos de tratamiento, para todos los compuestos, destacando el ALB (99.9%), DF (96.8%) e IVM (92.1%), lo que refleja la alta eficiencia de degradación/remoción del sistema biocatalítico en tiempos prolongados. Aunque DEX presentó la degradación más baja (73.1%), su aumento desde los 48.4% a los 20 minutos muestra que, si bien la degradación es más lenta, sigue siendo efectiva si se prolonga el tiempo de tratamiento.

En este sentido, la pérdida de actividad enzimática durante los procesos de inmovilización ha sido ampliamente reportada y puede atribuirse a cambios conformacionales que dieran lugar a una forma desactivada, a que la unión soporte – enzima impida el paso del sustrato al centro activo de la enzima, a la formación de multicapas o conglomerados de proteínas, así como a la desnaturalización de la enzima (Arroyo 1998; Zimmermann et al., 2011; Díaz Ramos 2012; Bilal et al., 2016).

Los porcentajes de remoción obtenidos para los PhCs se utilizaron como base para estimar la reducción de la carga contaminante en el río Nexapa, aportando así un primer indicador del impacto ambiental de este sistema de tratamiento

#### *6.3.4.3. Impacto ambiental de los PhCs*

Con el objetivo de estimar el potencial impacto de la presencia de PhCs en las aguas residuales de la PTAR Izúcar de Matamoros, se llevó a cabo una estimación del riesgo ambiental mediante el cálculo del cociente de riesgo (RQ) así como de la carga contaminante que sería descargada al río Nexapa. Para ello, se consideraron tres escenarios: el primero corresponde a la situación actual de operación de la PTAR, el segundo plantea un escenario hipotético en el que la PTAR opera correctamente conforme a su diseño; y el tercero incorpora al segundo escenario el uso de la tecnología de tratamiento enzimático propuesta en esta investigación. Esta aproximación permitió comparar la eficacia relativa de cada escenario en términos de reducción del riesgo ambiental.

#### *6.3.4.4. Estimación de la carga másica contaminante*

La carga contaminante del efluente de la PTAR Izúcar de Matamoros fue estimada solo para los PhCs modelo (ACP, ALB, DEX, DF e IVM) que pudieron ser cuantificados en los

efluentes de la PTAR, considerando los tres escenarios descritos con anterioridad. Para el cálculo se tomó como base la capacidad de tratamiento instalada de la PTAR, equivalente a  $90 \text{ L s}^{-1}$  ( $5400 \text{ L min}^{-1}$ ), lo que permitió dimensionar el aporte diario de estos PhCs al río Nexapa bajo las condiciones operativas descritas en el apartado 6.2.7. En la Tabla 6.12 presenta los resultados de estas estimaciones.

**Tabla 6.12. Estimación de la carga contaminante de los efluentes de la PTAR Izúcar de Matamoros en tres escenarios de tratamiento.**

PhC	Escenario 1		Escenario 2		Escenario 3	
	Carga estimada ( $\text{g dia}^{-1}$ )	Degradación (%)	Carga estimada ( $\text{g dia}^{-1}$ )	Degradación (%)	Carga estimada ( $\text{g dia}^{-1}$ )	Degradación (%)
ACP	1,033.35	0.00	1,014.13	1.86	107.50	89.6
ALB	12.52	0.00	11.73	6.33	0.01	99.91
DEX	43.31	0.00	42.36	2.20	11.44	73.59
DF	200.23	0.00	87.00	56.55	2.61	98.70
IVM	47.98	0.00	31.03	35.33	2.48	88.71
Total	1,337.39	0.00	1,186.25	11.30	124.04	90.73

*ACP: Acetaminofén, ALB: Albendazol, DEX: Dexametasona, DF: Diclofenaco, IVM: Ivermectina*

Los resultados de la tabla anterior muestran que, la carga contaminante estimada de descarga en de la PTAR fue de aproximadamente  $1.34 \text{ kg d}^{-1}$  en el escenario 1, sin ningún tratamiento. En este escenario, el ACP presentó la mayor contribución contaminante en términos de masa, representando el 78% ( $1.033 \text{ kg d}^{-1}$ ) de la carga contaminante total, seguido de DF con el 15% ( $0.2 \text{ kg d}^{-1}$ ), lo que refleja el alto consumo de estos PhCs que se traduce en la alta presión contaminante de las aguas residuales municipales sobre el río Nexapa en el momento del muestreo.

Por su parte en el escenario 2, que representa el desempeño teórico de la PTAR si operara conforme a su diseño, la carga contaminante se reduce a aproximadamente  $1.2 \text{ kg d}^{-1}$ , lo que implica una reducción del 11.3%. Bajo este escenario, la mayor degradación se observa para DF (56.55%) seguido de IVM (31.03%); mientras que para ACP y DEX se presenta la menor remoción (con 1.86% y 2.20%, respectivamente), lo que sugiere la alta persistencia de estos PhCs y la baja eficiencia de los tratamientos biológicos convencionales. Como es sabido, las PTAR son diseñadas para cumplir las regulaciones locales en términos de remoción de carga orgánica, sólidos suspendidos, nutrientes y patógenos (Abejón et al.,

2015c; Grandclément et al., 2017c), dejando fuera compuestos recalcitrantes como los PhCs. Este enfoque de diseño explica la mínima reducción de los PhCs al no recibir un tratamiento adecuado para su degradación, y al mismo tiempo refuerza la necesidad de que las PTAR incorporen tecnologías de tratamiento avanzado para la mitigación de estos compuestos presentes en las aguas residuales municipales.

Por otra parte, el escenario 3 que incluye la adición del tratamiento enzimático, evidencia una mejora significativa, logrando reducir la carga contaminante total a menos de 0.15 kg d<sup>-1</sup>, lo que representa una remoción aproximada de 91% respecto del escenario 1. Esta reducción se observa para todos los PhCs, logrando una reducción mínima del 70% para los compuestos más recalcitrantes ACP y DEX, y remociones cercanas al 100% para ALB y DF; lo cual subraya el potencial del tratamiento enzimático como una tecnología complementaria capaz de reducir significativamente la carga contaminante en los efluentes municipales.

Es importante subrayar que esta carga contaminante estimada, considera únicamente cinco de los 24 compuestos que pudieron ser detectados durante el muestreo, por lo que solo refleja una fracción de la carga contaminante real. En consecuencia, es razonable suponer que la carga contaminante real descargada diariamente al cuerpo receptor es considerablemente mayor a la estimada en este estudio. Además, se debe considerar que muchos de los compuestos no incluidos en la estimación, pueden generar efectos adversos en organismos acuáticos, incluyendo alteraciones endocrinas, inhibición del crecimiento, bioacumulación y toxicidad crónica, incluso en concentraciones del orden de  $\mu\text{g L}^{-1}$  o  $\text{ng L}^{-1}$ .

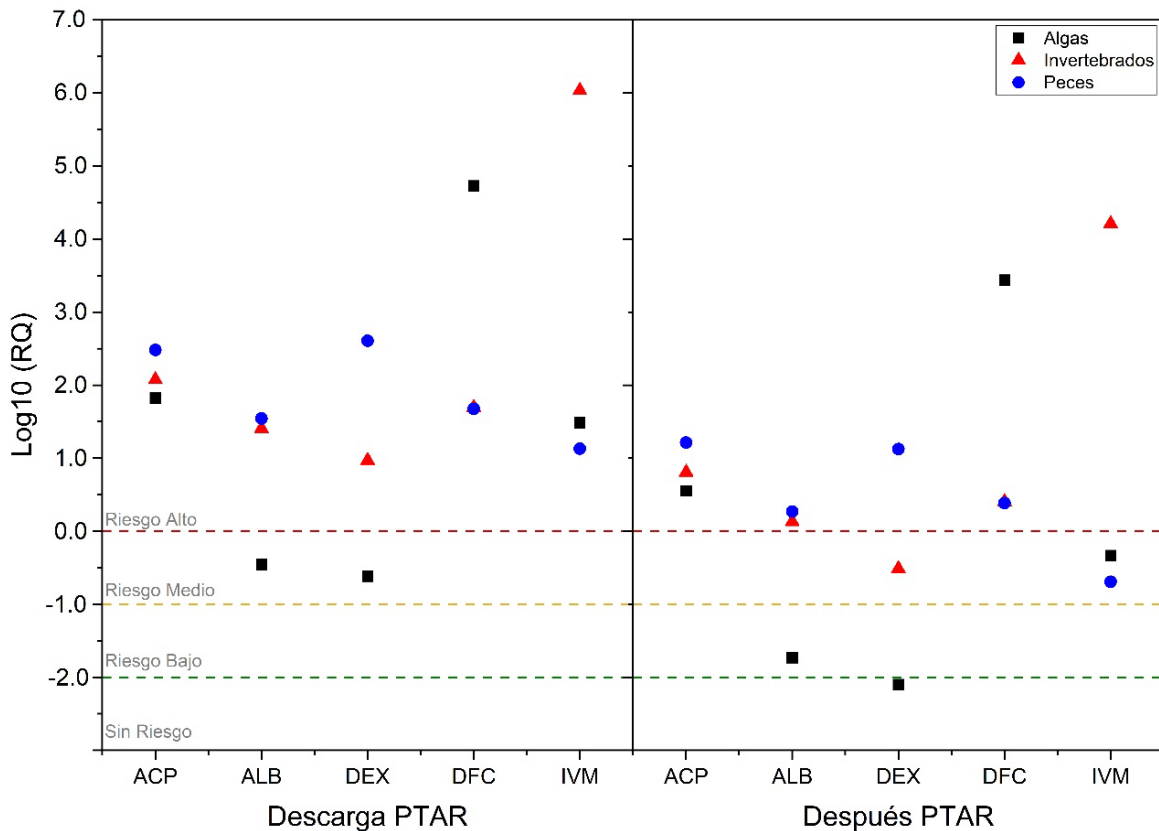
Si bien la carga contaminante permite dimensionar el aporte de los PhCs al río Nexapa, no todos representan el mismo nivel de riesgo ambiental, ya que algunos pueden generar efectos adversos en concentraciones muy bajas, mientras que otros, pueden tener un menor impacto aun en concentraciones altas. Por esta razón se evaluó el nivel de riesgo de los PhCs detectados a fin de determinar su impacto con base en su concentración ambiental y su toxicidad específica.

#### 6.3.4.5. *Estimación del riesgo ambiental*

Para complementar la estimación de la carga contaminante, se determinó el riesgo ambiental asociado a los PhCs detectados, empleando la metodología propuesta por la (US

EPA, 2023a) mediante el cálculo de sus cocientes de riesgo (RQ). A fin de representar la complejidad de un ecosistema acuático, se consideraron tres niveles tróficos: productores primarios (algas), consumidores primarios (invertebrados acuáticos) y consumidores secundarios (peces).

Una primera aproximación, consistió en determinar el RQ de los PhCs para el escenario 1 en los puntos de muestreo P6 (descarga de la PTAR) y P7 (después de la descarga de la PTAR). Los resultados de esta determinación se presentan en la figura 6.8



**Figura 6.8. Valores de RQ para los PhCs detectados en tres niveles tróficos (algas, invertebrados y peces) en la descarga de la PTAR y después de la descarga de la PTAR.**

Como era de esperar, todos los valores de RQ fueron mayores en el punto de descarga de la PTAR en el río Nexapa (P6) que en el punto ubicado aguas debajo (P7), siguiendo en ambos casos el siguiente orden de riesgo: IVM > DF > ACP > DEX > ALB. En punto P6, todos los PhCs presentaron niveles de riesgo alto para los tres niveles tróficos estudiados. En contraste, en el punto P7, el nivel de riesgo disminuyó para todos los PhCs, situándose entre niveles de riesgo medio y alto. Esta disminución puede atribuirse al efecto de la dilución de los PhCs en el caudal del río y su posible adsorción en los sedimentos del Nexapa. Tras

la dilución en el cuerpo de agua, DEX dejó de representar un riesgo, mientras que ALB mostró un riesgo bajo para algas.

En cuanto a la sensibilidad de los organismos, los peces presentaron la mayor sensibilidad a ACP, ALB y DEX, mientras que los invertebrados presentaron la mayor sensibilidad a IVM y las algas al DF. Esta tendencia contrasta con lo reportado por Kumari and Kumar (2022), quienes identificaron a las algas como los organismos más sensibles a estos compuestos. Esta discrepancia puede atribuirse a la selección y disponibilidad de valores experimentales de  $EC_{50}$  y  $LC_{50}$ , cuyos valores dependen de las condiciones específicas de los ensayos.

En este sentido, debido a que los ensayos toxicológicos experimentales son escasos en muchos casos, habitualmente se recurre a modelos QSAR para estimar los valores de toxicidad media. Esta práctica puede generar discrepancias entre los valores hipotéticos y los valores experimentales para las concentraciones de no efecto (PNEC). En consecuencia, los cocientes de riesgo RQ calculados en esta investigación deberán ser consideradas como estimaciones preliminares y sujetas a actualización conforme se disponga de valores experimentales para estos compuestos.

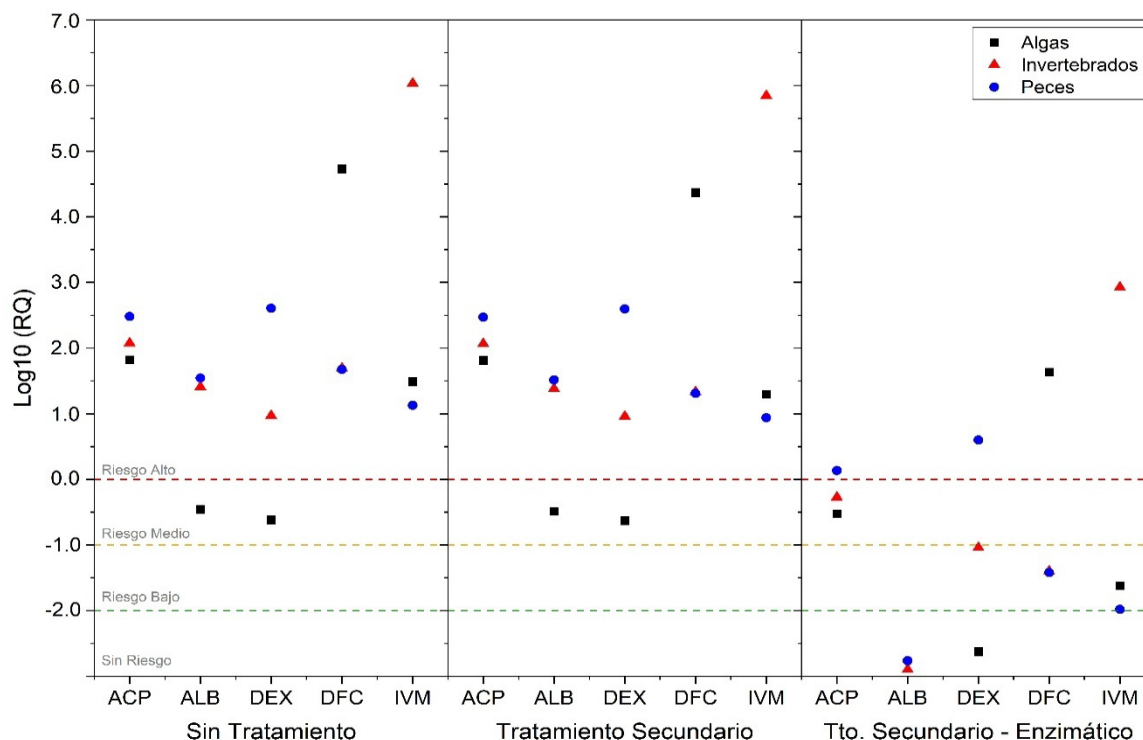
En términos generales, los valores más altos de RQ se observaron para ACP, DEX e IVM, con valores de  $RQ > 1$  en ambos puntos de muestreo. Estos hallazgos coinciden con lo reportado por Yang et al., (2022), quienes aplicaron el método del Cociente de Riesgo Promedio Ponderado (WARQ, de sus siglas en inglés), a diversas muestras ambientales de agua a nivel mundial durante el periodo 2010 – 2021, clasificando al DF y ACP como las segundas y terceras sustancias de mayor prioridad ambiental, por encima de plaguicidas y químicos industriales como el ácido perfluorooctanosulfónico (PFOS), 4 – nonilfenol, heptacloro, bisfenol A o clorpirifos.

Por otra parte, IVM destaca como el PhC que presentó los valores más altos tanto en el punto P6 ( $RQ = 1,802,500$ ) como en el punto P7 ( $RQ = 16,316$ ). El mayor riesgo se observó en invertebrados seguidos de peces y algas, lo que sugiere que IVM podría representar una prioridad ambiental incluso mayor que DF y ACP. Estos resultados coinciden con lo reportado por Félix-Cañedo et al., (2013) y Durán-Álvarez et al., (2023), quienes, a través de un estudio semi probabilístico, identificaron a IVM como el PhC de mayor riesgo en aguas residuales ( $RQ = 939,400 - 4,889,900$ ) y aguas superficiales ( $RQ = 240,900$ ). Un estudio similar desarrollado por Marques et al., (2023), reporta un  $RQ = 22 - 102.5$  para

IVM empleando cianobacterias y microalgas, lo que cual es similar a lo encontrado en nuestras estimaciones (RQ = 30.85).

En cuando a DEX, fue identificada como la cuarta sustancia de mayor riesgo en aguas residuales (RQ = 415.24) y aguas superficiales (RQ = 15.43), lo que concuerda con lo informado por Durán-Álvarez et al., (2023), quienes reportan valores de RQ entre 107 – 47 para este compuesto.

Si bien el análisis de RQ en las condiciones actuales de operación de la PTAR revela una situación preocupante para los PhCs estudiados, resulta igualmente relevante explorar el comportamiento del riesgo ambiental bajo los distintos escenarios de tratamiento estudiados en el apartado anterior. En la figura 6.9 se presentan los resultados de este análisis.



**Figura 6.9. Valores de RQ para los PhCs detectados en tres niveles tróficos (algas, invertebrados y peces) bajo tres escenarios de tratamiento**

Como se discutió previamente, en el primer escenario, que representa la condición actual de PTAR Izúcar de Matamoros, todos los fármacos presentan niveles de riesgo ambiental superiores a 1 (Riesgo alto) en los tres niveles tróficos considerados.

Por su parte, en el segundo escenario, que contempla un esquema de tratamiento convencional, se observa una ligera reducción en los cocientes RQ, particularmente para DF e IVM, lo cual sugiere cierta eficacia del tratamiento biológico sobre estos compuestos. No obstante, para el resto de los PhCs evaluados, la disminución de los valores de RQ es mínima o nula, manteniéndose aún dentro de niveles de riesgo alto o medio, dependiendo del nivel trófico. Esto pone en evidencia la capacidad limitada de este tipo de tratamientos en la mitigación de los PhCs. Aun considerando su dilución posterior en el caudal del río Nexapa, el comportamiento esperado sería similar a lo discutido para el punto de muestreo P7, es decir, con una disminución del riesgo, pero sin alcanzar niveles seguros para los organismos acuáticos.

En contraste, el tercer escenario, correspondiente a un tratamiento secundario complementado con una etapa de degradación enzimática, se observa una disminución significativa en los RQ para todos los PhCs en los niveles tróficos, alcanzando valores de  $RQ < 1.0$  en la mayoría de los casos. Si bien la IVM sigue representando el mayor riesgo para los invertebrados, su RQ se reduce en aproximadamente 20 veces, en comparación con los escenarios 1 y 2. Esta disminución es aún más notable particularmente para ALB (1000 veces), DEX (4 veces) y DF (75 veces). Estos hallazgos subrayan con claridad el potencial de la biocatálisis ambiental como una tecnología complementaria para la mitigación de PhCs presentes en efluentes municipales

### **6.3.5. Propuesta de tratamiento para la degradación de COPs empleando el sistema inmovilizado HAp-CPO**

La propuesta de tratamiento se basó en el diagrama de bloques de la Figura 6.1 (Apartado 6.2.8.1), el cual consta de tres etapas: ajuste de pH, reacción enzimática y neutralización del efluente. En la primera etapa, el agua residual proveniente del clarificador secundario de la PTAR Izúcar de Matamoros es acondicionada a pH 3 mediante la adición de  $H_2SO_4$  y al mismo tiempo se adicionan soluciones de  $H_2O_2$  y KCl. El efluente de esta etapa es conducido al reactor enzimático para después ser neutralizado en una etapa posterior para posteriormente dirigirse al tanque de cloración de la PTAR.

La propuesta contempla tres equipos principales: dos tanques de ajuste de pH y un biorreactor, así como la instrumentación necesaria para su automatización, equipos de bombeo y arreglo de válvulas. Para el diseño de la propuesta se consideró un flujo de entrada al proceso de tratamiento de  $45 L s^{-1}$ , temperatura y presión normales y reglas heurísticas para el diseño de los equipos. El balance de materia de cada una de las

corrientes del tren de tratamiento propuesto se muestra en la tabla de la Figura 6.10. La filosofía del proceso se presenta a continuación.

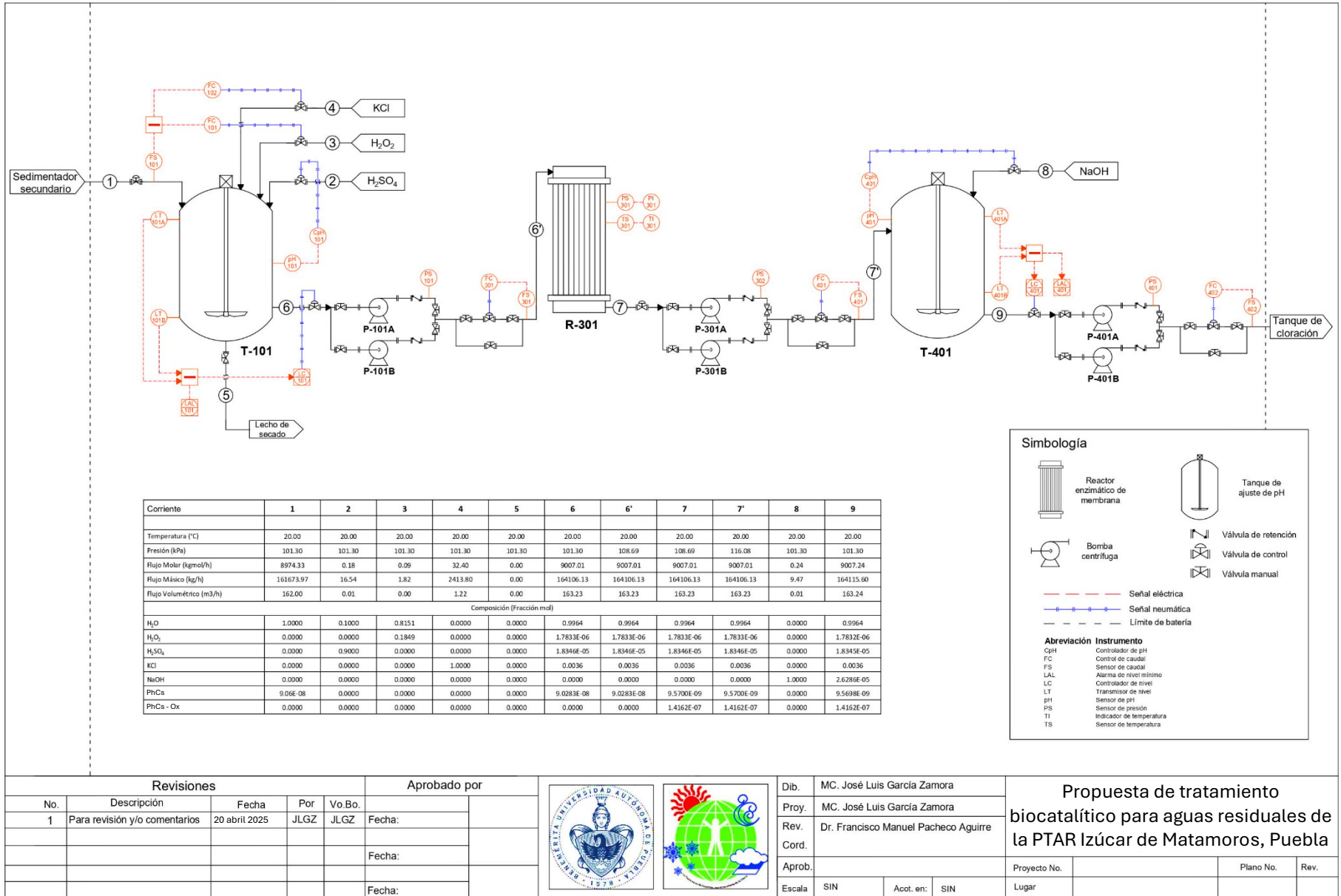


Figura 6.10. Diagrama de Flujo de Proceso propuesto para el tratamiento biocatalítico de aguas residuales contaminadas con PhCs.

### 6.3.5.1. Descripción del proceso de tratamiento

La propuesta de tratamiento se ha considerado como un proceso continuo, cuya operación dará tratamiento a  $45 \text{ L s}^{-1}$  de agua residual proveniente del sedimentador del reactor secundario y cuya eliminación de PhCs se espera sea superior al 70% de acuerdo con datos experimentales de degradación a nivel laboratorio de esta investigación para el sistema inmovilizado empleando ACP, ALB, DEX, DF, e IVM como compuestos modelo. La concentración ambiental promedio para los PhCs fue establecida en 15 ppm a fin de comparar el modelo con los datos experimentales.

El proceso comenzará con la alimentación del tanque T-101 (ver Figura 6.10), en el cual se ajustarán los parámetros necesarios para la reacción enzimática, esto es: adición de  $\text{H}_2\text{O}_2$  y KCl hasta una concentración de 0.1 mM y 20 mM respectivamente. El T-101 se alimentará desde los límites de batería por la corriente 1 cuyo caudal de  $162 \text{ m}^3/\text{h}$  a presión y temperatura ambiente. El nivel del tanque será monitoreado por los transmisores de nivel LT-101A&B conectados a la alarma de nivel LAL-101 y al controlador de nivel LC-101 en la corriente de descarga del T-101 (corriente 6).

El pH del agua residual tratada que ingresa al T-101, tiene un valor promedio en esta parte del tratamiento de la PTAR de 7.8, por lo cual, será ajustado a 3 mediante la adición de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  grado comercial por la corriente de alimentación 2, cuyo flujo será controlado por la V-102 conectada al controlador de pH CpH-101. De manera análoga se adicionará  $\text{H}_2\text{O}_2$  y KCl por las corrientes de alimentación 3 y 4 respectivamente, las cuales estarán reguladas por las válvulas V-103 y V-104 conectadas a los controladores de caudal FC-101 y FC-102 en el mismo orden.

El T-101 contará con una línea de extracción de lodos (corriente 5) que podrá ser usada en el caso de que la corriente de alimentación 1 aún contenga sólidos suspendidos, para su posterior disposición en el lecho de secado de la PTAR. La descarga de T-101 se realizará por la corriente 6 hacia las bombas P-101A&B conectadas en paralelo para asegurar el funcionamiento continuo del sistema. Las bombas descargarán por 6' que alimentará el reactor R-301 en donde se llevará a cabo la conversión de PhCs hasta un estimado del 87% mediante el sistema inmovilizado HAp-CPO. El reactor contará con sensores de presión y temperatura PS-301 y TS-301 a lo largo del cuerpo del reactor para identificar diferencias de presión ocasionadas por taponamiento de las membranas biocatalíticas.

La descarga del reactor se llevará a cabo por la corriente 7 mediante el arreglo de bombas en paralelo P-301A&B las cuales descargarán en 7' al tanque T-401 en donde se ajustará el pH a 7 mediante la adición de NaOH por la corriente 8, cuyo flujo es controlado por el sensor de pH CpH-401. El nivel del T-401 será monitoreado por los transmisores de nivel LT-401A&B conectados a la alarma de nivel LAL-401 y al controlador de nivel LC-401 en la corriente de descarga del T-401 (corriente 9).

La descarga de T-401 será dirigida fuera de los límites de batería por el arreglo de bombas paralelas P-401A&B hacia el tanque de cloración de la PTAR, en dónde continuará la ruta normal del proceso en la PTAR.

Cabe mencionar que el ajuste de pH del efluente del clarificador secundario, podrá no realizarse hasta pH 3, como se indicó con anterioridad; ya que, si bien es cierto que la mayor actividad catalítica del sistema HAp-CPO se observa a pH 3, esta conserva el 82% de su actividad catalítica a pH 6 lo cual se puede traducir en una menor cantidad de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> y NaOH adicionados al inicio y al final de proceso respectivamente.

Finalmente, esta propuesta se enfoca en el tratamiento de una de las líneas de proceso de la PTAR, por lo que, será necesario considerar el mismo diseño para la segunda línea de proceso de la PTAR.

#### 6.3.5.2. *Simulación del proceso*

La simulación del proceso se realizó tomando como punto de partida el diseño del apartado anterior y usando el ambiente de simulación Aspen HYSYS, el cual fue alimentado con datos experimentales de esta investigación.

El procedimiento de simulación consistió principalmente en definir las propiedades y condiciones de los flujos de entrada al sistema, así como las características del biorreactor, las bombas y las conversiones esperadas para el sistema propuesto. Debido a la compleja composición química de las aguas residuales urbanas de la PTAR, se eligió tratarla como una solución de PhCs con concentración 15 ppm cada uno, pero usando constantes cinéticas experimentales obtenidas de la degradación de los PhCs en aguas residuales tratadas. De esta manera se asegura que la simulación del sistema sea lo más parecido a un agua residual real y no a una solución ideal.

Para la definición de las condiciones de entrada y composición de las corrientes restantes, se utilizaron los parámetros de la parte experimental correspondiente a este trabajo. La

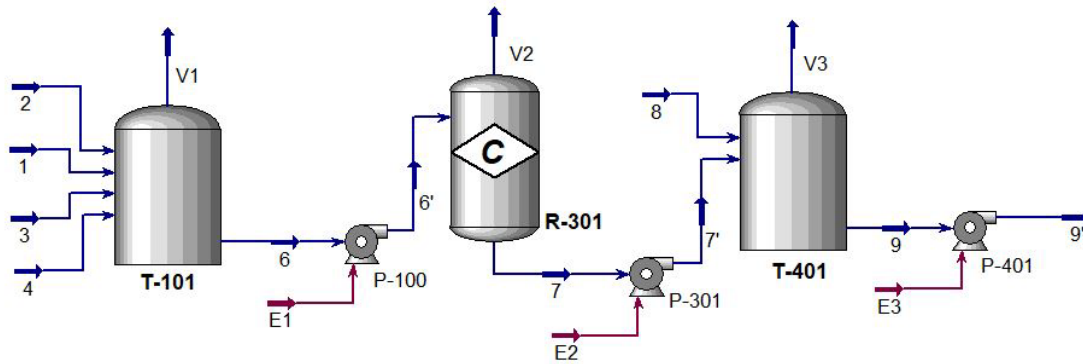
Tabla 6.13 resume las condiciones y composición de cada una de las corrientes de entrada al sistema.

**Tabla 6.13. Condiciones y composición en fracción masa de las corrientes de entrada al sistema.**

Número	Corriente				
	1	2	3	4	8
Condiciones	Agua Residual	Ácido sulfúrico	Peróxido de Hidrógeno	Cloruro de Potasio	Hidróxido de Sodio
Fracc. Vapor	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Temperatura (°C)	20.00	20.00	20.00	20.00	20.00
Presión (kPa)	101.32	101.32	101.32	101.32	101.32
Flujo Molar (kgmol/h)	8,974	0.1836	$8.687 \times 10^{-2}$	32.40	0.2368
Flujo másico (kg/h)	$1.641 \times 10^5$	16.54	1.822	2,414	9.470
Flujo Vol. Ideal (m <sup>3</sup> /h)	162.00	$9.088 \times 10^{-3}$	$1.654 \times 10^{-3}$	1.219	$5.313 \times 10^{-3}$
Flujo de Calor (kJ/h)	$-2.56 \times 10^9$	$-1.374 \times 10^5$	$-2.352 \times 10^4$	$-5.047 \times 10^4$	$-1.994 \times 10^4$
H <sub>2</sub> O	1.0000	0.1000	0.8151	0.0000	0.0000
H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0.0000	0.9000	0.1849	0.0000	0.0000
CPO	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
KCl	0.0000	0.0000	0.0000	1.0000	0.0000
NaOH	0.000	0.0000	0.0000	0.0000	1.0000
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
PhCs	$9.06 \times 10^{-8}$	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
PhCs-OX	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000

Una vez definidas las corrientes de entrada al sistema, se agregaron los equipos correspondientes al proceso de tratamiento, se incluyeron las unidades necesarias para el transporte de los fluidos, además de las corrientes para consumo energético de estas. Análogamente se asignó la reacción para la transformación del TBBPA por las nanofibras biocatalíticas en el biorreactor.

En la Figura 6.11 se muestra el diseño de este proceso, en el cual se consideró el arreglo de bombas como una sola bomba para cada equipo, además de que no se incluyeron las válvulas y tubería debido a que no se cuenta con el diseño de correspondiente.



**Figura 6.11 Diagrama de proceso empleado en la simulación de la propuesta biotecnológica**

Del proceso de simulación en Aspen Hysys V8.8 se obtuvieron los balances de materia y energía faltantes para el resto del proceso (corrientes 6, 6', 7, 7', 9 y 9'). La tabla 6.14 muestra de forma resumida los resultados obtenidos de este modelado.

**Tabla 6.14. Condiciones y composición en fracción masa de las corrientes calculadas por HYSYS.**

Número	Corriente					
	6	6'	7	7'	9	9'
Condiciones						
Fracc. Vapor	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Temperatura (°C)	20.00	20.00	20.00	20.00	20.00	20.00
Presión (kPa)	101.32	108.70	108.70	116.1	101.32	108.70
Flujo Molar (kgmol/h)	9,007.01	9,007.01	9,007.01	9,007.01	9,007.24	9007.24
Flujo másico (kg/h)	$1.64 \times 10^5$	$1.64 \times 10^5$	$1.64 \times 10^5$	$1.64 \times 10^5$	$1.64 \times 10^5$	$1.64 \times 10^5$
Flujo Vol. Ideal (m <sup>3</sup> /h)	163.23	163.23	163.23	163.23	163.24	163.24
Flujo de Calor (kJ/h)	$-2.56 \times 10^9$	$-2.56 \times 10^9$	$-2.56 \times 10^9$	$-2.56 \times 10^9$	$-2.56 \times 10^9$	$-2.56 \times 10^9$
H <sub>2</sub> O	0.9964	0.9964	0.9964	0.9964	0.9964	0.9964
H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	$1.83 \times 10^{-5}$	$1.83 \times 10^{-5}$	$1.83 \times 10^{-5}$	$1.83 \times 10^{-5}$	0.0000	0.0000
CPO	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
KCl	0.0036	0.0036	0.0036	0.0036	0.0036	0.0036
NaOH	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	$2.62 \times 10^{-5}$	$2.62 \times 10^{-5}$
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	$1.78 \times 10^{-8}$	$1.78 \times 10^{-8}$	$1.12 \times 10^{-9}$	$1.12 \times 10^{-9}$	$1.12 \times 10^{-9}$	$1.12 \times 10^{-9}$
PhCs	$9.03 \times 10^{-8}$	$9.03 \times 10^{-8}$	$9.57 \times 10^{-9}$	$9.57 \times 10^{-9}$	$9.57 \times 10^{-9}$	$9.57 \times 10^{-9}$
PhCs-OX	0.0000	0.0000	$1.41 \times 10^{-7}$	$1.41 \times 10^{-7}$	$1.41 \times 10^{-7}$	$1.41 \times 10^{-7}$

La validación del modelo cinético de primer grado (Tabla 6.15) se realizó mediante la comparación de las conversiones obtenidas por el modelo de simulación en HYSYS y valores experimentales.

**Tabla 6.15. Validación de la simulación realizada en HYSYS**

<b>PhCs</b>	<b>Experimental</b>	<b>Simulación</b>	<b>Ajuste:</b>
ACP	89.40%	82.87%	92.7%
ALB	99.90%	97.80%	97.9%
DEX	73.10%	75.45%	103.2%
DF	96.80%	82.30%	85.0%
IVM	92.10%	87.80%	95.3%

**ACP:** Acetaminofén, **ALB:** Albendazol, **CQ:** Cloroquina, **DEX:** Dexametasona, **DF:** Diclofenaco, **HCQ:** Hidroxicloroquina, **IVM:** Ivermectina

Como se puede observar, el porcentaje de conversión estimado para cada PhC empleando el ambiente de simulación ASPEN HYSYS, muestra un buen ajuste con valores superiores al 85% en todos los casos después de 60 minutos de tratamiento, lo que muestra errores menores al 10% para todos los casos, a excepción del DF que presentó un error del 17.6%.

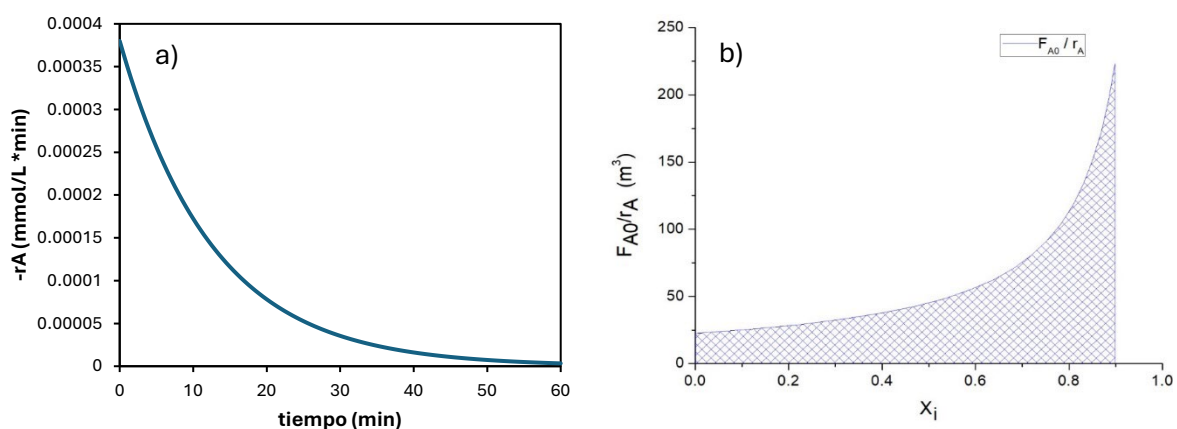
#### 6.3.5.3. Dimensionamiento del reactor

Para el dimensionamiento preliminar del sistema de tratamiento, se consideró un reactor de tanque agitado (CSTR), el cual resulta adecuado debido que el catalizador HAp-CPO es un sólido finamente particulado. Esta elección permite mantener las partículas catalíticas en suspensión mediante una agitación constante del fluido, favoreciendo un buen contacto entre fases, una transferencia de masa eficiente y evitando problemas de sedimentación u obstrucción, problemas comunes en reactores de flujo pistón o de lecho empacado.

Se utilizaron como parámetros de entrada un caudal de tratamiento de 45 L/s y una concentración inicial de 15ppm de IVM. A partir del modelo cinético propuesto, se empleó el método de Levenspiel para estimar el volumen de reactor requerido.

La figura 6.12 presenta la evolución de la velocidad de reacción ( $-r_A$ ) en función del tiempo. Se puede observar que la velocidad de reacción disminuye de forma progresiva conforme disminuye la concentración del PhC. En este caso, para una conversión promedio del 85%,

y con base en la cinética obtenida, el volumen se estimó en 51.89 m<sup>3</sup>, lo cual equivale una sexta parte del volumen de los reactores biológicos con los que cuenta la PTAR.



**Figura 6.12. a) Velocidad de reacción del modelo cinético propuesto; b) volumen del reactor necesario para la conversión del 85%**

Este diseño representa una aproximación que deberá optimizarse posteriormente mediante simulaciones dinámicas y validación experimental a escala piloto. Por lo tanto, es recomendable evaluar la posibilidad de operar con dos o más reactores en serie, lo cual podría mejorar la conversión global manteniendo un control sencillo del proceso

Finalmente, como una etapa posterior a esta investigación, se propone realizar un análisis económico que considere los costos de construcción, operación y mantenimiento del sistema propuesto. Esto incluirá estimaciones del consumo energético por la agitación y transporte de aguas residuales, reposición del catalizador, así como una evaluación comparativa con otras configuraciones del reactor (es). Este enfoque permitirá determinar la viabilidad económica del proceso a escala industrial y servir como punto de partida para decisiones futuras.

## 6.4. Conclusiones

En el presente capítulo se evaluó la viabilidad técnica de la propuesta de tratamiento biocatalítico a base de enzimas inmovilizadas en el contexto de la problemática ambiental asociada a la presencia de PhCs en aguas residuales. A partir de la integración de distintas etapas, desde la detección de los compuestos en muestras ambientales hasta la evaluación del potencial beneficio ambiental de la implementación de la propuesta biotecnológica,

identificándose aspectos clave que determinan la viabilidad de su implementación. En este sentido, se pueden mencionar las siguientes conclusiones:

El método desarrollado para la detección y cuantificación de PhCs en aguas residuales demostró ser altamente sensible y específico, logrando la identificación de 24 compuestos diferentes entre productos farmacéuticos y de cuidado personal, plaguicidas y químicos de uso industrial. Esta caracterización permitió obtener un perfil detallado de la presencia y distribución de los PhCs en las aguas residuales municipales de Izúcar de Matamoros y la necesidad de contar con métodos eficientes de tratamiento para su mitigación.

En este sentido, el proceso de degradación biocatalítica propuesto a base de enzimas inmovilizadas en hidroxiapatita (HAp – CPO), mostró su eficacia en la mitigación de los PhCs detectados. La evaluación experimental de este biocatalizador demostró que, bajo condiciones controladas, la tecnología propuesta es capaz de degradar las estructuras complejas de los estos compuestos, logrando remociones cercanas al 90% o superiores en todos los casos.

Por otra parte, el análisis de distintos escenarios de tratamiento permitió evaluar los riesgos ecológicos asociados a la presencia de PhCs en las aguas residuales. Destacando que, en ausencia de tratamientos de oxidación avanzada, los cuerpos receptores de las descargas, como el río Nexapa, enfrentan una presión significativa debido a la toxicidad, persistencia y carga contaminante que reciben a diario. No obstante, la implementación del sistema biocatalítico podría disminuir notablemente la carga contaminante de las aguas residuales municipales, traduciéndose en la mejora de calidad de un recurso hídrico indispensable para las actividades económicas de la región.

Así, la convergencia de estos elementos nos permite decir que la propuesta biotecnológica desarrollada en esta investigación es una alternativa técnicamente viable para enfrentar la problemática asociada a la contaminación por PhCs. Asimismo, los resultados obtenidos sientan las bases para continuar con una etapa de escalamiento a nivel piloto y evaluación de su desempeño en ambientes reales.

## 6.5. Referencias

- Abejón R, Belleville MP, Sanchez-Marcano J (2015a) Design, economic evaluation and optimization of enzymatic membrane reactors for antibiotics degradation in wastewaters. *Sep Purif Technol* 156:183–199. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2015.09.072>
- Abejón R, Belleville MP, Sanchez-Marcano J (2015b) Design, economic evaluation and optimization of enzymatic membrane reactors for antibiotics degradation in wastewaters. *Sep Purif Technol* 156:183–199. <https://doi.org/10.1016/J.SEPPUR.2015.09.072>
- Albornoz LL, Soroka VD, Silva MCA (2021) Photo-mediated and advanced oxidative processes applied for the treatment of effluents with drugs used for the treatment of early COVID-19: Review. *Environmental Advances* 6:. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2021.100140>
- Almulaiky YQ, Khalil NM, El-Shishtawy RM, et al (2021) Hydroxyapatite-decorated ZrO<sub>2</sub> for  $\alpha$ -amylase immobilization: Toward the enhancement of enzyme stability and reusability. *Int J Biol Macromol* 167:299–308. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2020.11.150>
- Arroyo M (1998) Inmovilización de enzimas. Fundamentos, métodos y aplicaciones. *Ars Pharmaceutica* 39:23–39
- Bilal M, Asgher M, Iqbal M, Hu H (2016) International Journal of Biological Macromolecules Chitosan beads immobilized manganese peroxidase catalytic potential for detoxification and decolorization of textile effluent. *Int J Biol Macromol* 89:181–189. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2016.04.075>
- Carlsson G, Patring J, Kreuger J, et al (2013) Toxicity of 15 veterinary pharmaceuticals in zebrafish (*Danio rerio*) embryos. *Aquatic Toxicology* 126:30–41. <https://doi.org/10.1016/J.AQUATOX.2012.10.008>
- Chang H, Hu J, Shao B (2007) Occurrence of Natural and Synthetic Glucocorticoids in Sewage Treatment Plants and Receiving River Waters. *Environ Sci Technol* 41:3462–3468. <https://doi.org/10.1021/es062746o>
- Charuau L, Jardé E, Jaffrézic A, et al (2019) Veterinary pharmaceutical residues in water resources and tap water in an intensive husbandry area in France. *Science of the Total Environment* 664:605–615. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.303>
- Chen X, Lei L, Liu S, et al (2021) Occurrence and risk assessment of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) against COVID-19 in lakes and WWTP-river-estuary system in Wuhan, China. *Science of The Total Environment* 792:148352. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148352>
- Darweesh SA, Yaseen HM, Mahmood RM, et al (2020) Spectrophotometric Determination of Ampicillin with Sulfanilic Acid by Oxidative Coupling Reaction. *Indian Journal of Forensic Medicine & Toxicology* 14:2016–2021. <https://doi.org/10.37506/ijfmt.v14i4.11844>
- Díaz Ramos M (2012) Immobilization of two lipases for use in pre-treatment of wastewater from dairy industry. Universidad Nacional de Colombia
- Du J, Mei CF, Ying GG, Xu MY (2016) Toxicity Thresholds for Diclofenac, Acetaminophen and Ibuprofen in the Water Flea *Daphnia magna*. *Bull Environ Contam Toxicol* 97:84–90. <https://doi.org/10.1007/s00128-016-1806-7>
- Durán-Álvarez JC, Prado B, Zanella R, et al (2023) Wastewater surveillance of pharmaceuticals during the COVID-19 pandemic in Mexico City and the Mezquital Valley: A comprehensive environmental risk assessment. *Science of the Total Environment* 900:. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165886>
- Ekanayake A, Rajapaksha AU, Hewawasam C, et al (2023) Environmental challenges of COVID-19 pandemic: resilience and sustainability – A review. *Environ Res* 216:. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114496>
- EPA (2007) EPA Method 3535A (SW-846). Solid-Phase Extraction (SPE)

- Escher BI, Berger C, Bramaz N, et al (2008) Membrane-water partitioning, membrane permeability, and baseline toxicity of the parasiticides ivermectin, albendazole, and morantel. *Environ Toxicol Chem* 27:909–918. <https://doi.org/10.1897/07-427.1>
- European Commission (2003) Technical Guidance Document in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for existing substances, Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market, Part II. Luxembourg
- Fazolo A, Batista LFA, Nonaka FM, et al (2021) Assessment of Conventional Full-Scale Treatment for the Removal of Endocrine Disruptors and Pharmaceuticals Present in the Tibagi River (Paraná State, Brazil). *Front Environ Sci* 9:1–12. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.715772>
- Félix-Cañedo TE, Durán-Álvarez JC, Jiménez-Cisneros B (2013) The occurrence and distribution of a group of organic micropollutants in Mexico City's water sources. *Science of the Total Environment* 454–455:109–118
- Garoche C, Boulahtouf A, Grimaldi M, et al (2021) Interspecies Differences in Activation of Peroxisome Proliferator-Activated Receptor  $\gamma$  by Pharmaceutical and Environmental Chemicals. *Environ Sci Technol* 55:16489–16501. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c04318>
- Grandclément C, Seyssiecq I, Piram A, et al (2017a) From the conventional biological wastewater treatment to hybrid processes, the evaluation of organic micropollutant removal: A review. *Water Res* 111:297–317. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.01.005>
- Grandclément C, Seyssiecq I, Piram A, et al (2017b) From the conventional biological wastewater treatment to hybrid processes, the evaluation of organic micropollutant removal: A review. *Water Res* 111:297–317. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2017.01.005>
- Kumari M, Kumar A (2022) Environmental and human health risk assessment of mixture of Covid-19 treating pharmaceutical drugs in environmental waters. *Science of The Total Environment* 812:152485. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2021.152485>
- Kusk KO, Christensen AM, Nyholm N (2018) Algal growth inhibition test results of 425 organic chemical substances. *Chemosphere* 204:405–412. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2018.04.047>
- Marques RZ, Kochi LY, Guzman-Tordecilla M, et al (2023) COVID-19 pharmaceuticals in aquatic matrices: The threatening effects over cyanobacteria and microalgae. *Science of The Total Environment* 892:164309. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2023.164309>
- Massarsky A, Donnell MT, de Gandiaga E, et al (2022) Critical evaluation of ECOSAR and E-FAST platforms to predict ecological risks of PFAS. *Environmental Advances* 8. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2022.100221>
- Mhuka V, Dube S, Nindi MM (2020) Occurrence of pharmaceutical and personal care products (PPCPs) in wastewater and receiving waters in South Africa using LC-Orbitrap™ MS. *Emerg Contam* 6:250–258. <https://doi.org/10.1016/J.EMCON.2020.07.002>
- Minguez L, Pedelucq J, Farcy E, et al (2016) Toxicities of 48 pharmaceuticals and their freshwater and marine environmental assessment in northwestern France. *Environmental Science and Pollution Research* 23:4992–5001. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3662-5>
- Muñoz-Guerrero FA, Águila S, Vazquez-Duhalt R, Alderete JB (2015) Enhancement of operational stability of chloroperoxidase from *Caldariomyces fumago* by immobilization onto mesoporous supports and the use of co-solvents. *J Mol Catal B Enzym* 116:1–8. <https://doi.org/10.1016/j.molcatb.2015.02.014>
- Raysyan A, Moerer R, Coesfeld B, et al (2021) Fluorescence polarization immunoassay for the determination of diclofenac in wastewater. *Anal Bioanal Chem* 413:999–1007. <https://doi.org/10.1007/s00216-020-03058-w>
- Sánchez Hernández AK (2023) Estimulación Eléctrica en Nanocompositos de Hidroxiapatita/Óxido de Titanio para la Regeneración de Tejido Óseo. Tesis Doctoral, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla

- Sánchez-Bayo F, Baskaran S, Kennedy IR (2002) Ecological relative risk (EcoRR): another approach for risk assessment of pesticides in agriculture
- Schulze T, Weiss S, Schymanski E, et al (2010) Identification of a phytotoxic photo-transformation product of diclofenac using effect-directed analysis. *Environmental Pollution* 158:1461–1466. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2009.12.032>
- Secretaria de Salud (2023) Covid -19 México. Información General, Izúcar de Matamoros, Puebla. In: Dirección General de Epidemiología
- Sun L, Xu W, He J, Yin Z (2010) In vivo alternative assessment of the chemicals that interfere with anterior pituitary POMC expression and interrenal steroidogenesis in POMC: EGFP transgenic zebrafish. *Toxicol Appl Pharmacol* 248:217–225. <https://doi.org/10.1016/J.TAAP.2010.08.015>
- Tarazona J V, Martínez M, Martínez M-A, Anadón A (2021) Environmental impact assessment of COVID-19 therapeutic solutions. A prospective analysis. *Science of The Total Environment* 778:146257. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146257>
- Tijani JO, Fatoba OO, Babajide OO, Petrik LF (2016) Pharmaceuticals, endocrine disruptors, personal care products, nanomaterials and perfluorinated pollutants: a review. *Environ Chem Lett* 14:27–49. <https://doi.org/10.1007/s10311-015-0537-z>
- T.sriwong K, Matsuda T (2022) Recent Advances in Enzyme Immobilization Utilizing Nanotechnology for Biocatalysis. *Org Process Res Dev* 26:1857–1877. <https://doi.org/10.1021/acs.oprd.1c00404>
- US EPA (2023a) ECOTOX Knowledgebase. <https://cfpub.epa.gov/ecotox/>. Accessed 10 Dec 2023
- US EPA (2023b) Ecological Structure Activity Relationships (ECOSAR) Predictive Model. <https://www.epa.gov/tsca-screening-tools/ecological-structure-activity-relationships-ecosar-predictive-model>. Accessed 7 Nov 2023
- US EPA (2012) Estimation Programs Interface Suite™
- Vázquez-Tapia I, Salazar-Martínez T, Acosta-Castro M, et al (2022) Occurrence of emerging organic contaminants and endocrine disruptors in different water compartments in Mexico – A review. *Chemosphere* 308
- Yang Y, Zhang X, Jiang J, et al (2022) Which Micropollutants in Water Environments Deserve More Attention Globally? *Environ Sci Technol* 56:13–29. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c04250>
- Zimmermann YS, Shahgaldian P, Corvini PFX, Hommes G (2011) Sorption-assisted surface conjugation: A way to stabilize laccase enzyme. *Appl Microbiol Biotechnol* 92:169–178. <https://doi.org/10.1007/s00253-011-3534-6>

# ANEXOS

## ANEXO I. Estaciones meteorológicas

*Tabla A 1.1. Ubicación geográfica y elevación de las estaciones meteorológicas*

NOMBRE ESTACIÓN	ID	COORDENADAS UTM		ELEVACIÓN (m)
		X	Y	
Huejotzingo, Huejotzingo	21046	563093.922	2117533.08	2291
Calpan, San Andrés Calpan	21167	557848.036	2113827.38	2220
Atlautla Repetidora T.V.	15080	538565.102	2113776.87	3750
S. Pedro Nexapa, Amecameca	15103	528053.116	2110069.56	2650
Atlautla E-9, Atlautla	15252	522799.719	2104529.72	2350
Cacalotepec, Lafragua	21017	575430.743	2100981.25	3350
Puebla 21 Poniente 113 A	21035	585964.881	2099182.65	2138
Chapulco, Chapulco	21023	582455.982	2099166.71	1228
Echeverria, Puebla	21034	575438.251	2099136.83	2170
El Batan, Puebla	21163	585973.429	2097338.4	2138
Ocuituco E-5, Ocuituco	15290	524562.897	2097155.51	1840
Ecatzingo E-8, Ecatzingo	15288	524562.897	2097155.51	2420
S. Juan Tetla, C. Agr. Exp	21164	587754.586	2091813.67	3300
San Juan Tetla 7 Norte	21214	587754.586	2091813.67	3100
Atlixco, Atlixco	21012	557917.259	2091696.89	1840
San Pedro B. Juárez E-1,	21193	547386.076	2091666.89	2200
Huecauasco E-7, Ocuituco	17045	533345.743	2091636.65	2197
San Baltasar Tetela	21071	587763.279	2089969.43	2062
Sta. Catarina Cuahutomatitla	21195	547390.769	2089822.97	1930
Hueyapan E-4, Tetela D.V.	17046	533352.346	2087948.44	2230
Puente De Ocuituco E-5,	17048	526330.847	2087937.2	1960
Tochimilco D-1	21196	547404.826	2084290.39	1930
Tochimilco, D-2	21197	547404.826	2084290.39	1930
Huilango E-2, Tochimilco	21192	543893.337	2084282.02	1860
Huaquechula, Huaquechula	21123	549185.19	2075074.37	1640

Tlacotepec, Zacualpan	17020	526351.609	2073184.56	1302
Huehuetlán El Grande	21045	587849.802	2071527.01	1300
Huehuetlán El Chico	21124	587858.413	2069682.81	900
Tlaltempan Sta Catarina	21206	596700.93	2058660.31	1950
Izúcar De Matamoros	21132	556261.193	2058496.94	2175
Izúcar De Matamoros	21049	556261.193	2058496.94	1285
Tenango, Jonacatepec	17055	526372.23	2058431.72	1150
Tepexco, Tepexco	21177	529897.214	2052905.03	2243
Chietla, Chietla	21024	545738.838	2047404.18	1222
Atencingo Esc. T. Agrop. 51	21139	535187.207	2045537.72	1098
Axochiapan, Axochiapan	17030	526390.156	2045523.3	1015
Lagunillas De Rayon.	17036	529911.701	2043684.48	1100
Teotlalco, Teotlalco	21189	528155.326	2041837.79	2243
Tlancualpican.	21179	531683.827	2036311.05	1950
C.R.D.F. Pdte. Benito J.	21141	568675.062	2029031.57	2540
Santa Cruz Tejalpa	21205	568675.062	2029031.57	2278
Chiautla De Tapia	21116	542277.373	2021579.14	1025

## ANEXO II. Análisis de componentes principales

Tabla A2.1. Matriz de datos empleados para análisis de componentes principales

Sitio	Mes	Temp. (°C)	pH	CE ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	OD ( $\text{mg L}^{-1}$ )	SDT ( $\text{mg L}^{-1}$ )	DBO ( $\text{mg L}^{-1}$ )	DQO ( $\text{mg L}^{-1}$ )	Nitratos ( $\text{mg L}^{-1}$ )	Fosfatos ( $\text{mg L}^{-1}$ )
P1	ENE	15.3	7.9	485.0	5.9	-	134.0	420.0	57.7	7.6
P2	ENE	16.4	7.4	794.0	2.0	-	468.5	515.0	1068.0	9.6
P3	ENE	17.1	7.8	1306.0	3.2	-	369.0	410.0	235.8	7.9
P4	ENE	17.2	8.0	1332.0	6.8	-	250.5	315.0	287.9	7.0
P6	ENE	25.3	7.7	2240.0	1.9	-	340.0	945.0	741.0	26.3
P7	ENE	22.8	7.8	1467.0	2.1	-	186.5	520.0	242.3	10.6
P1	MAY	17.7	7.8	495.0	7.4	350.0	102.0	120.0	14.3	43.3
P2	MAY	22.1	7.6	1424.0	0.8	813.0	197.5	315.0	29.0	59.0
P3	MAY	22.8	7.9	1327.0	4.2	807.0	98.0	360.0	33.0	65.8
P4	MAY	23.8	8.0	1190.0	5.3	717.0	209.5	285.0	34.8	153.5
P5	MAY	26.6	7.9	1206.0	4.2	759.0	139.0	405.0	46.8	4.0
P6	MAY	30.7	7.9	2170.0	1.6	1264.0	359.5	635.0	218.3	26.5
P7	MAY	28.8	7.8	1268.0	0.3	806.0	119.0	255.0	67.5	6.3
P1	AGO	17.3	7.7	478.0	2.8	430.0	90.0	122.5	106.3	37.1
P2	AGO	20.0	7.5	1172.0	1.0	880.0	128.0	150.0	139.0	11.5
P3	AGO	20.6	7.8	1147.0	4.9	850.0	30.0	156.0	93.0	11.6
P4	AGO	21.2	7.8	1075.0	7.3	805.0	60.0	139.5	99.8	83.0
P5	AGO	22.9	8.7	1128.0	4.7	790.0	60.0	131.5	95.8	8.8
P6	AGO	27.0	6.1	2290.0	2.2	1494.0	285.0	737.5	511.3	31.0
P7	AGO	23.9	7.0	1205.0	0.8	856.0	240.0	369.5	304.8	27.3
P5	NOV	14.1	7.8	1306.0	3.3	807.0	30.0	156.0	199.5	10.6
P6	NOV	26.1	6.8	2305.0	1.0	1395.0	250.5	515.0	237.5	26.3
P7	NOV	24.8	6.5	1614.0	1.8	904.0	139.0	315.0	213.8	17.2

CE: Conductividad eléctrica, OD: Oxígeno disuelto, STD: Sólidos disueltos totales, DBO: Demanda bioquímica de oxígeno, DQO: Demanda química de oxígeno.

**Tabla A2.2. Matriz de correlación del análisis de componentes principales**

Parámetro	Sitio	Mes	Temp.	pH	CE	OD	SDT	DBO5	DQO	Nitratos	Fosfatos
Sitio	1	0.2988	0.6596	- 0.3937	0.6315	- 0.4289	0.6042	0.4075	0.5363	0.5579	-0.2713
Mes	0.2989	1	- 0.3026	- 0.4684	0.2416	- 0.1919	0.3020	- 0.1838	- 0.0772	0.5088	-0.3483
Temp.	0.6596	- 0.3026	1	- 0.2484	0.6628	- 0.4064	0.6192	0.6986	0.7447	0.2823	-0.0595
pH	- 0.3937	- 0.4684	- 0.2484	1	- 0.5447	0.4600	- 0.5677	- 0.4689	- 0.5684	-0.7712	0.1360
CE	0.6315	0.2416	0.6628	- 0.5447	1	- 0.5072	0.9685	0.7041	0.8604	0.6582	-0.1272
OD	- 0.4289	- 0.1919	- 0.4064	0.4600	- 0.5072	1	- 0.4827	- 0.5003	- 0.4351	-0.4286	0.4120
SDT	0.6042	0.3020	0.6192	- 0.5677	0.9685	- 0.4827	1	0.6567	0.8249	0.7452	-0.1801
DBO5	0.4075	- 0.1838	0.6986	- 0.4689	0.7041	- 0.5003	0.6567	1	0.8601	0.5303	0.1400
DQO	0.5363	- 0.0772	0.7447	- 0.5684	0.8604	- 0.4351	0.8249	0.8601	1	0.6571	-0.0326
Nitratos	0.5579	0.5088	0.2823	- 0.7712	0.6582	- 0.4286	0.7452	0.5303	0.6571	1	-0.2780
Fosfatos	- 0.2713	- 0.3483	- 0.0595	0.1360	- 0.1272	0.4120	- 0.1801	0.1400	- 0.0326	-0.2780	1



## ANEXO III. Guías de entrevista

Benemérita Universidad Autónoma de Puebla  
Posgrado en Ciencias Ambientales



### GUÍA DE ENTREVISTA PARA ACTORES INSTITUCIONALES

#### I. DATOS DE CONTROL

Clave de la entrevista: \_\_\_\_\_ Fecha de la entrevista: \_\_\_\_\_

Nombre del entrevistado: \_\_\_\_\_

Edad: \_\_\_\_\_ Escolaridad: \_\_\_\_\_ Ocupación: \_\_\_\_\_

Lugar de la entrevista: \_\_\_\_\_

Hora de inicio: \_\_\_\_\_ Hora de término: \_\_\_\_\_ Duración: \_\_\_\_\_

#### II. PRESENTACIÓN:

Buenas tardes, quisiera comenzar agradeciendo la oportunidad de poder platicar con usted. Mi nombre es \_\_\_\_\_ pertenezco al posgrado en Ciencias Ambientales de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Y estamos realizando un estudio sobre el tratamiento y gestión de las aguas residuales en el Municipio de Izúcar de Matamoros.

Nos comunicamos con usted porque lo consideramos un actor importante debido a su experiencia en ecología y temas ambientales en el municipio de Izúcar de Matamoros, por lo que sus aportes son valiosos para la atención de la problemática ambiental y de salud en la zona.

Para agilizar la toma de información, resulta de mucha utilidad grabar la conversación para el análisis posterior de la información correspondiente. Cabe señalar que dicho análisis se realiza únicamente con fines académicos y que la grabación no será divulgada. En este sentido, siéntase libre de compartir sus ideas e inquietudes. ¿Está de acuerdo con que grabemos esta sesión?

¡Muchas gracias!

---

---

#### III. INFORMACIÓN GENERAL:

1. ¿Cómo está?
2. ¿De qué lugar es originario? ¿Dónde vive actualmente? ¿Cuánto tiempo lleva viviendo ahí?
3. ¿Cuál es su formación profesional?
4. ¿Cuánto tiempo lleva como servidor público?, ¿Cómo inició su trabajo en esta área?
5. ¿Participó en algún proyecto ambiental antes de ser funcionario público? ¿Cuál considera que es su mayor logro hasta el momento?
6. ¿Ha realizado investigaciones sobre algún tema ambiental? ¿Sobre cuál?
7. ¿Qué actividades realiza en su cargo como director de ecología?
8. ¿Trabaja con alguna comunidad?

#### IV. GESTIÓN AMBIENTAL

9. En materia ambiental ¿Cuáles son las principales exigencias y necesidades de la población?
10. ¿Cuál es la principal problemática ambiental en la zona? ¿Cómo diría que es la situación actual de los recursos naturales en el municipio?
11. ¿Cómo definiría el momento actual de la gestión ambiental en su municipio?
12. ¿Cuál ha sido el mayor desafío en cuestiones ambientales dentro de Izúcar de Matamoros Puebla?
13. ¿Cuáles son las acciones prioritarias para llevar a cabo para mejorar la calidad ambiental del municipio?
14. ¿De quién cree que es la responsabilidad para la mejora del medio ambiente local? ¿Y de las aguas residuales?
15. Hablando del medio ambiente ¿Cuáles son las áreas de oportunidad en Izúcar de Matamoros?
16. Sabemos que hay 6 programas para el cuidado del medio ambiente en Izúcar de Matamoros, ¿Podría hablarnos sobre ellos?, ¿Hay alguno sobre cuidado del agua?

**V. IDENTIFICACIÓN DE RECURSOS**

17. ¿Con que recursos (humanos, técnicos, financieros...) cuenta la dependencia que tiene a cargo para hacer frente a los problemas ambientales en Izúcar de Matamoros? ¿Son suficientes? ¿Cuáles no lo son? ¿Cómo podrían obtenerse?
18. ¿Con que infraestructura cuenta el municipio para los servicios de saneamiento?
19. ¿Cuáles son las herramientas que utiliza el gobierno para comunicar a la población sobre los problemas ambientales que existen?

**VI. PROBLEMÁTICA DEL AGUA (ANTIMICROBIANOS Y COP'S)**

20. ¿Considera que la educación ambiental es importante?
21. ¿De qué manera cree que influye el río Nexapa en las actividades de la dependencia que tiene a cargo?
22. ¿Qué impacto tiene el río Nexapa en la comunidad? ¿Sabe algo sobre la contaminación del agua en el río Nexapa?
23. ¿Sabe si hay programas sobre uso correcto de antibióticos en la zona?
24. ¿Sabe algo sobre la resistencia a los antimicrobianos?
25. ¿Y respecto de los contaminantes orgánicos persistentes?
26. ¿Sabe si existen programas para el manejo y disposición final de aparatos electrónicos, recipientes vacíos de plaguicidas y/o medicamentos? ¿Cuáles? ¿en qué consisten?

**VII. PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES (PTAR)**

27. ¿Conoce la PTAR que hay en el municipio?
28. ¿Cuál considera que es la mayor ventaja de contar con una PTAR en la comunidad? ¿De qué manera cree que impacta esta PTAR en la comunidad?
29. ¿Sabe si la PTAR recibe descargas industriales u hospitalarias?
30. ¿En la comunidad, se hace cumplir a las empresas con la normativa de descarga en el río Nexapa?
31. ¿Quiénes considera son los grupos más vulnerables por la contaminación por aguas residuales?
32. ¿Sabe si el agua proveniente de la PTAR es utilizada para riego de cultivos? ¿Considera usted que la población conoce las consecuencias de utilizar el agua residual tratada para riego agrícola?
33. ¿Sabe cuáles son los principales contaminantes encontrados en las aguas residuales de la PTAR? (antibióticos, plaguicidas, productos de aseo personal, hidrocarburos, etc.)

34. Como director de Ecología ¿ha reunido expertos (gobierno, instituciones educativas, científicos, personal de salud, organismos no gubernamentales) para buscar solución a los problemas de contaminación del río Nexapa? ¿Y para la depuración de las aguas residuales?
35. En caso de haber tenido diálogo con expertos. ¿Podría proporcionarnos su contacto para poder acercarnos a ellos y reunir más información acerca de la PTAR?
36. ¿Cómo cree que la comunidad científica puede aportar para resolver los problemas existentes en la PTAR y mejorar su desempeño ambiental?

#### **VIII. CUMPLIMIENTO DE LA NORMATIVIDAD**

37. ¿Cuáles son las Normas Oficiales Mexicanas (NOM) que se aplican en Izúcar de Matamoros para el monitoreo de la contaminación?
38. ¿Con qué frecuencia monitorean los contaminantes normados? ¿Hay presupuesto para realizar el monitoreo?
39. Existen contaminantes que no se encuentran dentro de estas normas, ¿De qué manera monitorean sustancias y contaminantes que no están incluidos en las normas oficiales mexicanas?
40. ¿Considera que se hace un buen ejercicio de vigilancia para hacer cumplir a la industria local con la normatividad vigente en materia de descarga de aguas residuales?
41. ¿Usted ha tenido mesas de diálogo con el sector industrial, agrícola o ganadero con el fin de cumplir la normatividad vigente? ¿A qué conclusiones o compromisos se ha llegado?
42. ¿Cree que sea suficiente sancionar económicamente a los responsables de hacer descargas que no cumplen con la normatividad?
43. ¿Qué propondría para hacer que la población (el sector industrial, agrícola, etc.) se comprometa a cumplir con la normatividad vigente?

#### **IX. PARTICIPACIÓN CIUDADANA**

44. ¿La comunidad participa en las actividades sobre cuidado del medio ambiente? ¿De qué manera?
45. ¿Qué herramientas utilizaría para que la población se involucrara más en el cuidado del medio ambiente?
46. ¿De qué manera podría aumentar la consciencia de la población en torno al cuidado del agua?

#### **X. COVID 19**

47. ¿Cómo ha afectado la pandemia las operaciones de la dependencia?
48. ¿Cuáles han sido los impactos de la contingencia sanitaria en la operación de la PTAR? ¿Se han detectado problemas con el reactor biológico por el uso excesivo de desinfectantes por parte de la población?
49. ¿Existe alguna estrategia de monitoreo que permita conocer los efectos de los desinfectantes que llegan a la PTAR?
50. Existen reportes internacionales respecto de la presencia de COVID-19 en aguas residuales municipales ¿se han realizado estudios de detección del virus en la PTAR?

Con esto hemos concluido la entrevista. **¿Algún tipo de comentario que quiera agregar?**

Fue un placer compartir esta plática con usted. Es muy valioso lo que ha compartido con nosotros. Y por ello quisiéramos mantener comunicación abierta con usted para poder contribuir en la búsqueda de soluciones en el tratamiento y gestión de las aguas residuales. ¡Muchas gracias!



**Benemérita Universidad Autónoma de Puebla  
Posgrado en Ciencias Ambientales**



**GUÍA DE ENTREVISTA PARA ACTORES ACADÉMICOS**

**I. DATOS DE CONTROL**

Clave de la entrevista: \_\_\_\_\_ Fecha de la entrevista: \_\_\_\_\_

Nombre del entrevistado: \_\_\_\_\_

Edad: \_\_\_\_\_ Escolaridad: \_\_\_\_\_ Ocupación: \_\_\_\_\_

Lugar de la entrevista: \_\_\_\_\_

Hora de inicio: \_\_\_\_\_ Hora de término: \_\_\_\_\_ Duración: \_\_\_\_\_

**II. PRESENTACIÓN:**

Buenas tardes, mi nombre es \_\_\_\_\_ pertenezco al posgrado en Ciencias Ambientales de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla; y estamos realizando un estudio sobre la contaminación por aguas residuales con contaminantes orgánicos persistentes y resistencia antimicrobiana en el/la Subcuenca Huaquechula/Región/Municipio de Izúcar de Matamoros.

Nos comunicamos con usted porque lo consideramos un actor importante en el tema debido a su trayectoria y experiencia profesional, por lo que sus aportes son valiosos para la atención de la problemática ambiental y de salud en la zona.

Para agilizar la toma de información, resulta de mucha utilidad grabar la conversación para el análisis de la información correspondiente. Cabe señalar que dicho análisis se realiza únicamente con fines académicos. ¿Está de acuerdo con que grabemos esta sesión?

¡Muchas gracias!

---

---

**III. INFORMACIÓN GENERAL:**

1. ¿De dónde es originario?
2. ¿Dónde vive actualmente? ¿Cuánto tiempo tiene viviendo en el lugar?
3. ¿Cuál es su formación académica (superior, posgrado, otros estudios)?
4. En el ámbito profesional ¿Qué es lo más importante para usted?

**IV. PREGUNTAS TEMATICAS**

**a. Problemática ambiental en la subcuenca / región / municipio**

1. En su opinión, ¿Cuáles son los problemas ambientales relacionados con los recursos naturales en la Subcuenca Huaquechula / Región / Municipio?
2. ¿Cómo afectan estos problemas ambientales a la población?
3. ¿Cuál es la mayor problemática en la Subcuenca / Región / Municipio? ¿Son problemas recientes?
4. ¿Qué relación guardan estos problemas con el Río Nexapa?

5. ¿Quiénes son los que más contribuyen en el deterioro de la calidad del agua del Río Nexapa? ¿Por qué?
6. ¿Quiénes contribuyen a dar solución a la contaminación del Río Nexapa?
7. ¿Quiénes son los que más contribuyen a la contaminación por COP's en la Subcuenca /Región /Municipio? ¿Por qué?
8. ¿Quiénes son los que más contribuyen en la solución de la contaminación por COP's?
9. Algunos fármacos poseen las características de los COP 's (Incluidos algunos antibióticos) aun cuando no se encuentren dentro de la lista de compuestos regulados por el Convenio de Estocolmo ¿Cuál es su opinión sobre el manejo y disposición de fármacos y antibióticos en la zona?
10. Desde su punto de vista, ¿Cuál considera es la influencia de los medios de comunicación cuando se abordan temas de contaminación ambiental en la Subcuenca/Región/Municipio?
11. ¿Considera que los medios de comunicación han reflejado la problemática ambiental en la subcuenca de forma transparente? ¿con la importancia y/o profundidad que el tema requiere? ¿Como cree que la población se entera de estos temas? ¿Qué ha impedido que no se perciba como tal?
12. ¿Cómo ha sido la respuesta por parte de SOSAPAMIM en la atención del problema de contaminación con relación al funcionamiento de las PTAR Izúcar de Matamos?
13. ¿Se les informa a los agricultores o a la población en general sobre los riesgos que conlleva el uso de aguas residuales que no reciben el tratamiento adecuado en los sembradíos? ¿Cómo es percibida esta información?

**b. Participación profesional e identificación de necesidades**

14. ¿Cuáles son las líneas de investigación más importantes (los problemas que requieren mayor atención)?
15. ¿Cuáles son las prioridades en el desarrollo de su investigación?
16. ¿Qué recursos requiere para que se cumplan las metas planteadas?
17. ¿Qué importancia tiene las plataformas de acceso a la información en su cargo?
18. ¿Cómo fue que inicio sus investigaciones en la zona (Izúcar de Matamoros, Puebla/Subcuenca)? ¿Qué lo motivó?
19. ¿Por qué continúa realizando investigación en la zona?
20. Los resultados de sus investigaciones en la Subcuenca del Nexapa ¿han logrado ser tomados en cuenta para la regulación y/o mitigación de la contaminación en la Subcuenca por parte de algún actor político, organización civil o por el consejo de la subcuenca?
21. ¿Cuáles son las limitantes que se han presentado en sus investigaciones en la zona de estudio?
22. ¿Ha trabajado con alguna institución gubernamental?
23. ¿Ha recibido algún apoyo de parte del gobierno para alguna investigación?
24. Durante su estancia en la presidencia del H. Consejo de Administración de SOSAPAMIM ¿Cuáles fueron los retos a los que se enfrentó su administración?
25. ¿Cómo es el apoyo de las instituciones gubernamentales en el desarrollo de su investigación en materia de contaminación ambiental de la Subcuenca /Región / Municipio?
26. ¿Qué tipo de recursos (técnicos/financieros/humanos) se requieren para poder realizar el monitoreo de la calidad ambiental de la Subcuenca /Región / Municipio? ¿De dónde debería provenir los recursos financieros para abordar este problema?

27. ¿Cómo se han involucrado los recursos humanos que usted ha formado para la atención de la problemática ambiental de la zona?

**c. Participación de la comunidad**

28. ¿Ha trabajado con algún grupo o comunidad? ¿Cómo se lleva a cabo esta participación? ¿Quiénes se involucran más?
29. ¿Considera que la comunidad se involucra en asuntos que tiene que ver con la contaminación en general? ¿Por qué? ¿Quiénes participan? ¿Cómo?
30. ¿Cuál ha sido el interés o la respuesta por parte de la población sobre la contaminación del agua? Específicamente en el Río Nexapa.
31. ¿Qué es necesario que suceda para que la participación de la población sea incluida en algún plan de rescate para el río Nexapa?
32. ¿Qué cree que motive a la gente a participar?
33. ¿Existen comités de agua en su comunidad o alguna forma de organizarse para tratar asunto relacionados al agua? ¿Cómo funcionan?
34. ¿Conoce alguna propuesta de trabajo respecto del agua que se realice en la subcuenca / Región / municipio? ¿Cuáles son y que resultados han obtenido?
35. En su opinión ¿Quiénes deberían responsabilizarse del cuidado del Río Nexapa?
36. ¿Cuáles son los grupos fuertes en la localidad?
37. ¿Quiénes son los líderes del sector agrícola y del sector ganadero? ¿Cuáles son los intereses de estos líderes?

**d. Cumplimiento de la normatividad**

38. ¿Considera que el manejo del agua residual tratada y su uso son los adecuados?
39. En su opinión, ¿se cumplen/no se cumplen las normas de calidad de agua por descargas a cuerpos receptores? ¿Quiénes incumplen? ¿Por qué?
40. De acuerdo con su experiencia en el caso del río Nexapa ¿Qué determina que las empresas o municipios cumplan o no con la regulación? ¿Qué tipo de empresas no cumplen? ¿Qué tipo de empresas si cumplen?
41. ¿Qué tipo de municipios no cumplen? ¿Qué tipo de municipios si cumplen?
42. ¿Quiénes incumplen más, municipios o empresas? ¿Por qué?
43. ¿Alguna vez ha reportado alguna actividad ilícita en la zona de estudio?
44. ¿Conoce la NOM-001-SEMARNAT-1996? ¿Qué le gusta y que no le gusta de la NOM vigente?
45. ¿Conoce el proyecto de actualización de la NOM? ¿Cuál es su opinión al respecto? ¿Qué tendría que pasar para que se aprobara el proyecto de actualización de la NOM? ¿Quiénes son los actores importantes para que esto ocurra?
46. ¿Conoce alguna acción ciudadana, política pública o iniciativa privada para mejorar la calidad del agua del río Nexapa? ¿La considera factible / eficaz?
47. ¿Qué acciones tienen que realizarse para mejorar la calidad del agua del río?

**e. Planta de tratamiento (PTAR Izúcar de Matamoros)**

48. ¿Quién es el encargado de la operación de la PTAR?
49. ¿Cuántos años ha estudiado la PTAR?

50. ¿Sabe cómo opera la PTAR?
51. ¿La infraestructura de la PTAR es suficiente para el tratamiento de agua que contiene contaminantes refractarios?
52. ¿Cuáles son las principales deficiencias en la planta de tratamiento?
53. ¿Cuáles son las mejoras que podrían aplicarse en la PTAR?
54. ¿Cómo se involucra su investigación con la PTAR?
55. ¿Qué es lo que hace falta para que las propuestas tecnológicas desde el área de la investigación tengan éxito?
56. ¿Qué tipo de propuesta tecnológica es la más adecuada para complementar el tren de tratamiento de la PTAR?
57. ¿considera que la población se haya apropiado o este consciente de la importancia de la PTAR?
58. ¿Considera que la participación ciudadana sea un factor que permita que la PTAR sea rehabilitada?  
¿Por qué?

#### **f. Opciones de solución**

59. ¿Qué se está haciendo para solucionar los problemas de la contaminación ambiental en la Subcuenca /Región /Municipio?
60. ¿Qué se está haciendo para solucionar los problemas de la contaminación del Río Nexapa?
61. Desde su experiencia profesional, ¿Cuáles son las alternativas de solución en torno a la problemática ambiental de la Subcuenca / Región / Municipio? ¿Y para el Río Nexapa?
62. ¿Quién resuelve o debería de resolver los problemas relacionados al agua? ¿Y de los COP ´s?
63. ¿Cuál es la participación del consejo de Cuenca en la problemática de la contaminación ambiental de la zona?
64. ¿Conoce cuáles son las leyes, reglamentos o acuerdos que actualmente tienen relación con el manejo y administración del agua en la cuenca? ¿Considera que se han cumplido con los objetivos iniciales de dichas leyes, reglamentos o acuerdos? ¿Por qué? ¿Qué propondría?

#### **g. Futuro de la Subcuenca / Región / Municipio**

65. De continuar la tendencia actual de contaminación ambiental ¿Cuál podría ser la situación de la contaminación de la Subcuenca / Región / Municipio dentro de diez años?
66. ¿Cuáles serán los nuevos problemas por enfrentar? ¿Qué se debe hacer para evitarlos?
67. ¿Qué tipo de recursos se requieren para llevar a cabo planes/proyectos/estrategias que den soluciones al problema abordado?
68. ¿Qué recomendación haría para que sigamos de cerca los trabajos/acciones y el impacto que representa en la sociedad el problema de la contaminación del agua/uso/responsabilidades (manejo de desechos)?

#### **V. AGRADECIMIENTOS**

Con esto termina nuestra entrevista ¿tiene algún comentario que quisiera agregar?

Ha sido un gran placer poder compartir esta charla ¡Muchas gracias!



**Benemérita Universidad Autónoma de Puebla  
Posgrado en Ciencias Ambientales**



**GUÍA DE ENTREVISTA PARA ACTORES SOCIALES**

**I. DATOS DE CONTROL**

Clave de la entrevista: \_\_\_\_\_ Fecha de la entrevista: \_\_\_\_\_

Nombre del entrevistado: \_\_\_\_\_

Edad: \_\_\_\_\_ Escolaridad: \_\_\_\_\_ Ocupación: \_\_\_\_\_

Lugar de la entrevista: \_\_\_\_\_

Hora de inicio: \_\_\_\_\_ Hora de término: \_\_\_\_\_ Duración: \_\_\_\_\_

**II. PRESENTACIÓN:**

Buenas tardes, quisiera comenzar agradeciendo la oportunidad de poder platicar con usted. Mi nombre es \_\_\_\_\_ pertenezco al posgrado en Ciencias Ambientales de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Y estamos realizando un estudio sobre el tratamiento y gestión de las aguas residuales en el Municipio de Izúcar de Matamoros.

Las aportaciones que pueda brindarnos son muy valiosas para comprender la problemática ambiental y de salud en Izúcar de Matamoros. En este sentido, siéntase libre de compartir sus ideas e inquietudes.

Para agilizar la toma de información, resulta de mucha utilidad grabar la conversación para el análisis posterior de la información correspondiente. Cabe señalar que dicho análisis se realiza únicamente con fines académicos y que la grabación no será divulgada. ¿Está de acuerdo con que grabemos esta sesión?

¡Muchas gracias!

---

**III. INFORMACIÓN GENERAL:**

1. ¿Cómo está?
2. ¿De qué lugar es originario? ¿Dónde vive actualmente? ¿Cuánto tiempo lleva viviendo ahí?
3. ¿Cuál es su profesión o grado académico? ¿A qué se dedica?
4. ¿Cómo se encuentran de salud usted y su familia?
5. ¿Presenta algún malestar en este momento?
6. ¿Cuentan con seguro social?
7. ¿Cuenta con baño en su casa?
8. ¿Cuenta con drenaje en su hogar, calle, etc?
9. ¿Qué usos se le da al agua en su casa?

**IV. Percepción de la problemática ambiental**

10. ¿Cuáles son los principales problemas ambientales que identifica en su comunidad?
11. ¿Cómo calificaría la calidad del agua que llega a su domicilio? ¿Por qué?
12. ¿Ha notado alguna irregularidad o anomalía en los últimos 5 años?
13. ¿Conoce usted el Río Nexapa?

14. ¿Qué es para usted la contaminación? ¿considera que el río se encuentre contaminado? ¿siempre ha estado contaminado?
15. En su opinión, ¿en dónde se origina la contaminación del río Nexapa?
16. ¿Utiliza el agua del Río Nexapa en laguna de sus actividades cotidianas? ¿Cuáles? ¿Considera que sus actividades diarias ocasionan la contaminación del río?
17. ¿Considera que el uso de agroquímicos (fertilizantes, plaguicidas) contamina el agua? ¿Cuándo? ¿Por qué? ¿Qué hace con los recipientes vacíos de dichos productos?
18. ¿Considera que el uso de medicamentos como antibióticos genera problemas de salud si no son utilizados como marcan los tratamientos médicos? ¿Por qué? ¿Qué hace con los medicamentos que sobran al tratar una enfermedad?
19. ¿considera que el relleno municipal representa un problema de salud y/o contaminación? ¿Por qué?
20. ¿Cómo diría que es el servicio de SOSAPAMIM en materia de agua potable, alcantarillado y saneamiento?

#### **V. Percepción de los efectos de la contaminación**

21. ¿Cómo diría que el agua de la localidad? ¿Ha notado algo en estos últimos meses, años?
22. ¿Usted o su familia han sufrido alguna enfermedad originada por la contaminación? ¿Cuál? ¿Qué ha pasado? ¿Qué considera ha sido la causa de dichas enfermedades?
23. ¿considera que la contaminación del río Nexapa contribuye a las enfermedades de la zona?
24. ¿Utiliza agroquímicos (fertilizantes y/o plaguicidas)? ¿Se ha enfermado usted o algún miembro de su familia por el uso de estos productos?
25. ¿Conoce a alguien que se haya enfermado por el uso de agroquímicos?

#### **VI. Percepción de las soluciones**

26. ¿Quién o quiénes deberían solucionar el problema de la contaminación?
27. ¿Qué instituciones considera han elaborado más acciones para combatir la contaminación?
28. ¿En qué tipo de acciones estaría dispuesto a participar para disminuir la contaminación del río Nexapa?
29. ¿Considera que las cuotas cobradas por SOSAPAMIM son suficientes para brindar servicios de calidad en materia de agua potable y saneamiento? ¿estaría dispuesto a pagar más ¿Cuánto?
30. ¿Sabe usted si el gobierno municipal, está realizando alguna acción para evitar o combatir la contaminación en Izúcar de Matamoros? ¿Qué acciones ha escuchado?
31. ¿Ha escuchado de la planta de tratamiento de aguas residuales municipal?
32. ¿Qué tendría que pasar para que río Nexapa deje de estar contaminado?
33. ¿Cómo considera que puede contribuir a la mejora de la calidad el agua del río Nexapa?
34. ¿Considera usted que, durante los últimos años, las autoridades municipales, estatales o federales han realizado esfuerzos para mejorar la calidad del agua del Río Nexapa?
35. ¿Conoce alguna acción, programa o iniciativa para mejorar la calidad del río?
36. ¿Ha informado a algún representante de vecinos y/o autoridad sus inquietudes acerca de la calidad el agua del Río Nexapa?
37. ¿Conoce la PTAR de la localidad?
38. ¿Cuál es su opinión respecto a la PTAR?
39. Los municipios cobran una cuota de saneamiento que usan para operar la PTAR. Además de esto, ¿En qué otra cosa le gustaría que se invirtiera lo que se colecta por la cuota de saneamiento?
40. ¿Conoce los riesgos de utilizar aguas residuales para el riego agrícola? ¿podría mencionarlos?

#### **VII. Resistencia a los antimicrobianos**

41. ¿Toma algún medicamento? ¿Cuál?
42. ¿Lo toma a la hora que debe tomarlo?
43. ¿Ha cambiado de tratamiento alguna vez?
44. ¿Cómo calificaría el servicio médico de la localidad? en caso de que tuviera
45. En caso de que no, ¿de qué manera trata sus padecimientos y los de su familia?
46. ¿Qué podría opinar sobre el gobierno actual?

**VIII. Actividades agropecuarias**

47. ¿Cuánto tiempo lleva cultivando? ¿Qué cultivos produce? ¿Cómo cuida sus cultivos?
48. ¿Cómo riega sus cultivos? ¿Cada cuánto los riega?
49. ¿Ha recibido apoyo del gobierno? ¿Qué tipo de apoyo?
50. En caso de que no haya recibido apoyo, qué clase de apoyo quisiera que se le otorgara
51. ¿pertenece a alguna asociación civil o cooperativa social?
52. ¿Cuáles son los intereses de esta?

Con esto hemos concluido la entrevista. **¿Algún tipo de comentario que quiera agregar?**

Fue un placer compartir esta plática con usted. Es muy valioso lo que ha compartido con nosotros. Y por ello quisiéramos mantener comunicación abierta con usted para poder contribuir en la búsqueda de soluciones en el tratamiento y gestión de las aguas residuales. ¡Muchas gracias!

## ANEXO IV. Legislación nacional en materia de COPs y aguas residuales

### Leyes Nacionales

**Tabla A 4.1.** Leyes relacionadas con la gestión de COPs y aguas residuales en México

LEY	SECRETARÍA RESPONSABLE	RELACIÓN CON COPs
<p><b>Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, LEEGPA.</b> (Publicada en 1988; última reforma: 08-05-2023)</p>	Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales	Regula y controla la evaluación ambiental, calidad del aire, emisiones, generación, importación, exportación y manejo de materiales y residuos peligrosos, y actividades de alto riesgo en que se generan y manejan estos.
<p><b>Ley General para la Prevención y Gestión Integral de Residuos, LGPGIR.</b> (publicada en 2003; última reforma: 08-05-2023)</p>	Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales	Manejo y control de residuos para minimizar la generación de residuos bajo responsabilidad compartida. Prohíbe confinamiento y dilución de residuos con COPs Prohíbe incineración de residuos peligrosos con COPs y plaguicidas organoclorados.
<p><b>Ley General de Salud</b> (Publicada en 1984; última reforma: 24-03-2023)</p>	Secretaría de Salud	Se regula y controla la importación, procesamiento y uso de agroquímicos y sustancias tóxicas. Se prohíbe la descarga de aguas residuales sin tratar y se establecen los criterios sanitarios para el tratamiento y uso adecuado de las aguas residuales y manejo de residuos sólidos.
<p><b>Ley de Aguas Nacionales</b> (Publicada en 1992, última reforma: 08-05-2023)</p>	Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales	Regula la explotación y uso de las aguas, su distribución, control y preservación de cantidad y calidad para un desarrollo sustentable integral.
<p><b>Ley de Desarrollo Rural Sustentable</b> (Publicada en 2001, última reforma: 03-06-2021)</p>	Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural	Regulación ambiental, viabilidad económica y aceptación social de las actividades agropecuarias. Control de la seguridad alimentaria.
<p><b>Ley Federal de Sanidad Vegetal</b> (Publicada en 1994, última reforma: 11-05-2022)</p>	Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural	Regula es uso de agroquímicos en la agricultura incluyendo su registro, autorización y movilización.

<b>Ley Federal de Sanidad Animal</b> (Publicada en 2007, última reforma: 11-05-2022)	Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural	Regula el uso de plaguicidas pecuarios incluyendo su registro, autorización y movilización.
<b>Ley Federal del Trabajo</b> (Publicada en 1970, última reforma: 27-12-2022)	Secretaría del Trabajo y Previsión Social	Establece los criterios de higiene y seguridad laboral en relación con el manejo de sustancias tóxicas y peligrosas en los lugares de trabajo.
<b>Ley de Caminos, Puentes y Autotransporte Federal</b> (Publicada en 1993, última reforma: 01-12-2020)	Secretaría de Infraestructura, Comunicaciones y Transportes	Regula y controla el transporte de sustancias, materiales y residuos peligrosos a través de la generación de normas en la materia.
<b>Ley de Navegación y Comercio Marítimo</b> (Publicada en 2006, última reforma: 07-12-2020)	Secretaría de Infraestructura, Comunicaciones y Transportes	Supervisión del comercio y transporte internacional de sustancias químicas y sus residuos a través de rutas marítimas. Verificación y certificación del cumplimiento de acuerdos internacionales, leyes nacionales, reglamentos y normas mexicanas sobre seguridad en la navegación, actividades marítimas y prevención de la contaminación marina por parte de embarcaciones.
<b>Ley Aduanera</b> (Publicada en 1995, última reforma: 27-12-2022)	Secretaría de Hacienda y Crédito Público	Regula las entradas y salidas de sustancias peligrosas o productos que los contengan en el territorio nacional
<b>Ley de Comercio Exterior</b> (Publicada en 1993, última reforma: 21-12-2006)	Secretaría de Economía	Establece las medidas de regulación y regulación de sustancias peligrosas o productos que los contengan incluyendo su importación y circulación
<b>Ley General de Derechos</b> (Publicada en 1981, última reforma: 03-05-2023)	Secretaría de Hacienda y Crédito Público	Establece el pago de derechos relacionados con el comercio de sustancias peligrosas y los productos que los contengan.
<b>Ley General de Protección Civil</b> (Publicada en 2012, última reforma: 20-05-2021)	Secretaría de Gobernación	Creación del Sistema Nacional de Protección Civil encargado de identificar riesgos y proteger a la población, mediante la difusión de información, capacitación para la autoprotección y participación en la prevención y respuesta ante desastres y accidentes provocados por sustancias peligrosas.

## Normas Oficiales

**Tabla A 4.2.** Listado de Normas Oficiales Mexicanas (NOM) vigentes relacionadas con COPs, sustancias químicas peligrosas y aguas residuales

<b>AGUAS RESIDUALES</b>	
NOM-001-SEMARNAT-2021	Que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación.
NOM-002-SEMARNAT-1996	Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado
NOM-003-SEMARNAT-1997	Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios públicos
<b>TRANSPORTE DE SUSTANCIAS, MATERIALES Y RESIDUOS PELIGROSOS</b>	
NOM-002-SCT-2011	Listado de las sustancias y materiales peligrosos más usualmente transportados
NOM-003-SCT-2008	Características de las etiquetas de envases y embalajes, destinadas al transporte de sustancias, materiales y residuos peligrosos
NOM-004-SCT-2008	Sistemas de identificación de unidades destinadas al transporte de sustancias, materiales y residuos peligrosos
NOM-005-SCT-2008	Información de emergencia para el transporte de sustancias, materiales y residuos peligrosos
NOM-006-SCT2-2011	Aspectos básicos para la revisión ocular diaria de la unidad destinada al autotransporte de materiales y residuos peligrosos
PROY-NOM-007-SCT2-2021	Disposiciones relativas a la construcción, marcado UN y ensayo de embalajes-envases, recipientes intermedios para graneles (RIG) y grandes embalajes-envases destinados al transporte de mercancías peligrosas
NOM-009-SCT2-2009	Especificaciones especiales y de compatibilidad para el almacenamiento y transporte de las sustancias, materiales y residuos peligrosos de la clase 1 explosivos
NOM-010-SCT2-2009	Disposiciones de compatibilidad y segregación para el almacenamiento y transporte de sustancias, materiales y residuos peligrosos
PROY-NOM-011-SCT2-2021	Condiciones para el transporte de mercancías peligrosas embaladas-envasadas en cantidades limitadas
NOM-012-SCT4-2007	Lineamientos para la elaboración del plan de contingencias para embarcaciones que transportan mercancías peligrosas
NOM-019-SCT2-2015	Especificaciones técnicas y disposiciones generales para la limpieza y control de remanentes de sustancias y residuos peligrosos en las unidades que transportan materiales y residuos peligrosos

NOM-019-SCT4-2009	Requisitos para estaciones que prestan servicio a equipos contra incendio de embarcaciones, artefactos navales e instalaciones portuarias
PROY-NOM-020-SCT2-2020	Especificaciones generales para el diseño, construcción y pruebas de autotanques destinados al autotransporte de sustancias, materiales y residuos peligrosos, especificaciones SCT 406, SCT 407 y SCT 412
NOM-021-SCT2-2017	Disposiciones de compatibilidad y segregación en trenes de unidades de arrastre que transportan materiales y residuos peligrosos
NOM-021-SCT4-1995	Condiciones que deben cumplir las embarcaciones para el transporte de productos petroquímicos
NOM-022-SCT4-1995	Requisitos que deben cumplir los sistemas automáticos contra incendio a base de aspersores de agua para uso en embarcaciones
NOM-023-SCT4-1995	Condiciones para el manejo y almacenamiento de mercancías peligrosas en puertos, terminales y unidades mar adentro
NOM-024-SCT2-2010	Especificaciones para la construcción y reconstrucción, así como los métodos de ensayo (prueba) de los envases y embalajes de las sustancias, materiales y residuos peligrosos
NOM-025-SCT4-1995	Detección, identificación, prevención y sistemas contra incendio para embarcaciones que transportan hidrocarburos, químicos y petroquímicos de alto riesgo
NOM-027-SCT2-2009	Especificaciones especiales y adicionales para los envases, embalajes, recipientes intermedios a granel, cisternas portátiles y transporte de las sustancias, materiales y residuos peligrosos de la división 5
NOM-028-SCT2-2010	Disposiciones especiales y generales para el transporte de las sustancias, materiales y residuos peligrosos de la clase 3 líquidos inflamables
NOM-032-SCT2-2009	Especificaciones y características relativas al diseño, construcción, inspección y pruebas de cisternas portátiles destinadas al transporte de las sustancias, materiales y residuos peligrosos de las clases 1, 3 a 9
NOM-033-SCT4-2013	Lineamientos para el ingreso de mercancías peligrosas a instalaciones portuarias
NOM-035-SCT4-1999	Equipo de protección personal y de seguridad para la atención de incendios, accidentes e incidentes que involucren mercancías peligrosas en embarcaciones y artefactos navales
PROY-NOM-043-SCT-SEMAR-ARTF-2022	Establece los requisitos y especificaciones para el embalaje y envase de mercancías peligrosas.
<b>SEGURIDAD LABORAL</b>	

PROY-NOM-005-STPS-2017	Manejo de sustancias químicas peligrosas o sus mezclas en los centros de trabajo, condiciones y procedimientos de seguridad y salud
NOM-018-STPS-2015	Sistema armonizado para la identificación y comunicación de peligros y riesgos por sustancias químicas peligrosas en los centros de trabajo
NOM-028-STPS-2012	Sistema para la administración del trabajo-Seguridad en los procesos y equipos críticos que manejen sustancias químicas peligrosas
<b>SALUD</b>	
NOM-047-SSA1-2011	Salud ambiental-índices biológicos de exposición para el personal ocupacionalmente expuesto a sustancias químicas
NOM-127-SSA1-2021	Agua para uso y consumo humano
NOM-232-SSA1-2009	Establece los requisitos del envase, embalaje y etiquetado de plaguicidas para uso agrícola, forestal, pecuario, jardinería, urbano, industrial y doméstico
<b>RESIDUOS PELIGROSOS</b>	
NOM-052-SEMARNAT-2005	Que establece las características, el procedimiento de identificación, clasificación y los listados de los residuos peligrosos
NOM-055-SEMARNAT-2003	Que establece los requisitos que deben reunir los sitios que se destinarán para un confinamiento controlado de residuos peligrosos previamente estabilizados
NOM-053-SEMARNAT-2005	Que establece los procedimientos para la identificación de los residuos peligrosos y su clasificación según su peligrosidad.
NOM-057-SEMARNAT-1993	Que establece los requisitos que deben observarse en el diseño, construcción y operación de celdas de un confinamiento controlado para residuos peligrosos
NOM-058-SEMARNAT-1993	Que establece los requisitos para la operación de un confinamiento controlado de residuos peligrosos
NOM-145-SEMARNAT-2003	Confinamiento de residuos en cavidades construidas por disolución en domos salinos geológicamente estables
<b>FUENTES FIJAS Y PROCESOS INDUSTRIALES</b>	
NOM-043-SEMARNAT-1993	Que establece los niveles máximos permisibles de emisión a la atmósfera de partículas sólidas provenientes de fuentes fijas
NOM-085-SEMARNAT-2011	Contaminación atmosférica-Niveles máximos permisibles de emisión de los equipos de combustión de calentamiento indirecto y su medición
NOM-148-SEMARNAT-2006	Contaminación atmosférica-Recuperación de azufre proveniente de los procesos de refinación del petróleo
NOM-148-SEMARNAT-2006	Contaminación atmosférica-Recuperación de azufre proveniente de los procesos de refinación del petróleo

NOM-097-SEMARNAT-1995	Que establece los límites máximos permisibles de emisión a la atmósfera de material particulado y óxidos de nitrógeno en los procesos de fabricación de vidrio
NOM-105-SEMARNAT-1996	Que establece los niveles máximos permisibles de emisiones a la atmósfera de partículas sólidas totales y compuestos de azufre reducido total provenientes de los procesos de recuperación de químicos de las plantas de fabricación de celulosa
NOM-098-SEMARNAT-2002	Protección ambiental-Incineración de residuos, especificaciones de operación y límites de emisión de contaminantes
NOM-121-SEMARNAT-1997	Que establece los niveles máximos permisibles de emisión a la atmósfera de compuestos orgánicos volátiles (COVs) provenientes de las operaciones de recubrimiento de carrocerías nuevas en planta de automóviles, unidades de uso múltiple, de pasajeros y utilitarios; carga y camiones ligeros, así como el método para calcular sus emisiones
NOM-123-SEMARNAT-1998	Que establece el contenido máximo permisible de compuestos orgánicos volátiles (COVs), en la fabricación de pinturas de secado al aire base disolvente para uso doméstico y los procedimientos para la determinación del contenido de los mismos en pinturas y recubrimientos
<b>FUENTES MÓVILES</b>	
NOM-041-SEMARNAT-2015	Que establece los límites máximos permisibles de emisión de gases contaminantes provenientes del escape de los vehículos automotores en circulación que usan gasolina como combustible
NOM-050-SEMARNAT-2018	Que establece los límites máximos permisibles de emisión de gases contaminantes provenientes del escape de los vehículos automotores en circulación que usan gas licuado de petróleo, gas natural u otros combustibles alternos

## Iniciativas de Reforma

**Tabla A4.3. Iniciativas de reforma de leyes afines a los residuos peligrosos y gestión de las aguas residuales (Elaboración propia con información de las LXIV y LXV Legislaturas de la Cámara de Diputados)**

Legislatura	Nombre de la Iniciativa	Fracción parlamentaria	Comisión	Sinopsis	Estado
LXIV	Proyecto de decreto que reforma el artículo 9o. De la Ley de Aguas Nacionales	PES	Recursos Hidráulicos, Aguas Potable y Saneamiento	Establecer en la política hídrica nacional, un apartado específico sobre las acciones que se realizarán para promover y fomentar la cultura de la no contaminación del agua en el ámbito nacional	Pendiente
LXIV	Que reforma diversas disposiciones de la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos, y de la Ley Federal de Protección al Consumidor.	MC	Comisión de Medio Ambiente, Sustentabilidad, Cambio Climático y Recursos Naturales	Incluir en la legislación el término minería urbana y establecer un conjunto de acciones para la reparación de aparatos eléctricos y electrónicos, y reciclar los componentes de sus residuos, con la finalidad de mitigar daños ambientales y a la salud, reduciendo así tanto la extracción convencional de elementos para la fabricación de nuevos aparatos, como la contaminación ocasionada por los residuos de estos en tiraderos clandestinos;	Pendiente
LXIV	Proyecto de decreto por el que se reforma y adiciona los artículos 6o. y 9o. de la Ley de Aguas Nacionales	MORENA	Recursos Hidráulicos, Aguas Potable y Saneamiento	Obligar al Ejecutivo Federal para anteponer el derecho humano al agua en todos los decretos, acuerdos, convenios, declaratorias, programas y legislaciones. Priorizar el uso doméstico en controversias por concesiones o licencias para la explotación, uso o aprovechamiento, en cuanto la utilidad del agua.	Pendiente
LXIV	Proyecto de decreto que reforma el artículo 14 Bis de la Ley de Aguas Nacionales	MORENA	Recursos Hidráulicos, Aguas Potable y Saneamiento	Establecer que la comisión realizará un convenio de colaboración con la Secretaría de Educación Pública con la finalidad de impulsar programas que fomenten la cultura y cuidado del agua a nivel básico y medio en todo el país.	Pendiente
LXIV	Que reforma y adiciona diversas disposiciones de la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos	MORENA	Medio Ambiente, Sustentabilidad, Cambio Climático y Recursos Naturales	Incluir la opinión de las comunidades en donde se ubicarán futuros centros e infraestructura para el tratamiento de residuos sólidos. Establecer en la legislación que expidan las entidades federativas, en relación con la generación, manejo y disposición final de residuos sólidos urbanos la prohibición para establecer convenios con otras entidades o municipios, o municipios y alcaldías de la Ciudad de México, que impliquen el traslado de residuos sólidos de una entidad a otra.	Pendiente

Legislatura	Nombre de la Iniciativa	Fracción parlamentaria	Comisión	Sinopsis	Estado
LXIV	Que reforma diversas disposiciones de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente	PAN	Comisión de Medio Ambiente, Sustentabilidad, Cambio Climático y Recursos Naturales	Establecer convenios de colaboración entre municipios en los que se encuentre el cauce de un río o sus afluentes para fortalecer las medidas de conservación y mejoramiento de la calidad del agua y contemplar mecanismos de participación	Pendiente
LXIV	Proyecto de decreto por el que se adiciona una porción normativa al artículo 1° de la Ley de Aguas Nacionales.	Congreso Coahuila	Recursos Hidráulicos, Aguas Potable y Saneamiento	Garantizar el derecho humano al agua y saneamiento a los habitantes de la República Mexicana, conforme a lo establecido en las Convenciones y Tratados Internacionales en materia de recursos hídricos. Agregar como atribución de la Comisión Nacional del Agua, el que promueva el uso de técnicas que permitan el aprovechamiento del agua generada por lluvia	Pendiente
LXIV	Proyecto de decreto por el que adiciona el artículo 280 de la Ley General de Salud	PT	Salud	Establecer que para otorgar permisos de siembra y de agua para producción de alimentos, los productores usen fertilizantes y plaguicidas que no se encuentren prohibidos o restringidos, de ser el caso se negará la entrega de los permisos.	Pendiente
LXIV	Que reforma y adiciona diversas disposiciones de la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos.	PVEM	Comisión de Medio Ambiente, Sustentabilidad, Cambio Climático y Recursos Naturales	Elaborar, expedir y publicar las normas oficiales mexicanas en la que se establezcan los requisitos para el aprovechamiento de los residuos sólidos urbanos, orgánicos e inorgánicos, para la generación de energía eléctrica.	Pendiente
LXIV	Que reforma el artículo 12 de la Ley Federal de Responsabilidad Ambiental.	MC	Comisión de Medio Ambiente, Sustentabilidad, Cambio Climático y Recursos Naturales	Considerar como responsabilidad ambiental, la tala de árboles, los incendios forestales, así como cualquier acción u omisión relacionada con materiales y residuos peligrosos	Pendiente
LXIV	Que reforma diversas disposiciones de la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos.	MORENA	Comisión de Medio Ambiente, Sustentabilidad, Cambio Climático y Recursos Naturales	Que reforma diversas disposiciones de la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos.	Pendiente

Legislatura	Nombre de la Iniciativa	Fracción parlamentaria	Comisión	Sinopsis	Estado
LXIV	Que reforma y adiciona diversas disposiciones de la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos.	MORENA	Comisión de Medio Ambiente, Sustentabilidad, Cambio Climático y Recursos Naturales	Incorporar el principio de responsabilidad extendida y enfatizar la prevención de la generación de residuos.	Pendiente
LXIV	Que reforma los artículos 12 y 14 de la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos	PAN	Comisión de Medio Ambiente, Sustentabilidad, Cambio Climático y Recursos Naturales	Realizar de manera articulada y consensuada el aprovechamiento de los recursos materiales y humanos, así como las infraestructuras existentes de Prevención y Gestión de Residuos.	Pendiente
LXIV	Que reforma y adiciona diversas disposiciones de la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos.	MORENA	Comisión de Medio Ambiente, Sustentabilidad, Cambio Climático y Recursos Naturales	Aplicar los principios de reducción, reutilización y reciclado y formular acciones que incentiven la separación de los residuos sólidos urbanos y de manejo especial desde su fuente de origen.	Pendiente
LXIV	Que reforma y adiciona diversas disposiciones de la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos, en materia de desechos eléctricos	MC	Comisión de Medio Ambiente, Sustentabilidad, Cambio Climático y Recursos Naturales	Establecer las facultades necesarias para desarrollar un marco jurídico en materia del adecuado tratamiento y disposición de los residuos eléctricos y electrónicos.	Pendiente
LXIV	Que adiciona la fracción XIV al artículo 1 y adiciona la fracción LXVI, al artículo 5 de la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos.	MORENA	Comisión de Medio Ambiente, Sustentabilidad, Cambio Climático y Recursos Naturales	Establecer un Sistema Integral de Residuos Digital, coordinado en los tres niveles de gobierno, para agilizar, simplificar y transparentar el manejo de residuos.	Pendiente
LXIV	Proyecto de decreto que reforma y adiciona los artículos 88 Bis y 120 de la Ley de Aguas Nacionales.	PAN	Recursos Hidráulicos, Aguas Potable y Saneamiento	Prever que las personas físicas o morales que efectúen descargas de aguas residuales a los cuerpos receptores deberán adoptar dentro de sus procesos, la utilización de materiales biodegradables. Aumentar las multas para quien haga mal uso del agua.	Aprobada

Legislatura	Nombre de la Iniciativa	Fracción parlamentaria	Comisión	Sinopsis	Estado
LXIV	Proyecto de decreto que reforma diversas disposiciones de la Ley de Aguas Nacionales, en materia de cultura del agua	MORENA	Recursos Hidráulicos, Aguas Potable y Saneamiento	Definir el concepto de cultura del agua de lluvia. Establecer que la Autoridad del Agua la cultura del agua en las entidades de gobierno, escuelas y fábricas. Establecer que la CONAGUA se coordine con el sector empresarial para incorporar los conceptos de cultura del agua, en particular, sobre disponibilidad del recurso; su valor económico, social y ambiental; uso eficiente; necesidades y ventajas del tratamiento y reúso de las aguas residuales; la conservación del agua y su entorno; el pago por la prestación de servicios de agua en los medios rural y urbano y de derechos por extracción, descarga y servicios ambientales. Establecer que la CONAGUA promueva talleres sobre cultura del agua en las poblaciones, centros urbanos, entidades de gobierno, escuelas y fábricas para incentivar la participación proactiva, informada y consciente de los diversos actores que intervienen en la conservación del agua	Pendiente
LXIV	Que reforma y adiciona diversas disposiciones de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente	MC	Comisión de Medio Ambiente, Sustentabilidad, Cambio Climático y Recursos Naturales	Realizar periódicamente el saneamiento de aguas residuales, lagunas, ríos, lagos, mares, contaminados y pongan en peligro la vida de las personas y ejecutar la instalación de plantas de tratamiento. Inhabilitar o destituir de su cargo, en caso de ser un servidor público, quien realice una acción que dañe o deteriore al medio ambiente, que viole la ley u omita cumplirla.	Pendiente
LXIV	Proyecto de decreto reforma y adiciona diversas disposiciones de la Ley de Aguas Nacionales.	PES	Recursos Hidráulicos, Aguas Potable y Saneamiento	Incluir la definición de Zonas Metropolitanas, atenderlas de manera prioritaria y considerarlas en la planeación y aplicación de programas en el abastecimiento, alcantarillado y saneamiento del agua.	Pendiente
LXIV	Proyecto de decreto que reforma diversas disposiciones de la Ley de Aguas Nacionales.	PAN	Recursos Hidráulicos, Aguas Potable y Saneamiento	Garantizar el derecho de toda persona al acceso, disposición y saneamiento de agua.	Pendiente
LXIV	Proyecto de decreto que reforma y adiciona diversas disposiciones de la Ley de Aguas Nacionales.	MORENA	Recursos Hidráulicos, Aguas Potable y Saneamiento	Proteger y garantizar el derecho humano al agua, al saneamiento y la gestión integral de las aguas nacionales.	Retirada

Legislatura	Nombre de la Iniciativa	Fracción parlamentaria	Comisión	Sinopsis	Estado
LXIV	Proyecto de decreto que reforma y adiciona diversas disposiciones de la Ley de Aguas Nacionales.	MORENA	Recursos Hidráulicos, Aguas Potable y Saneamiento	Proteger el derecho humano al agua y al saneamiento, garantizando la calidad, suficiencia, aceptabilidad, accesibilidad y asequibilidad del líquido.	Pendiente
LXIV	Proyecto de decreto que adiciona un artículo 298 Bis a la Ley General de Salud.	MORENA	Salud	Establecer que la Secretaría no autorizará la producción, importación o almacenaje de plaguicidas, nutrientes vegetales y sustancias tóxicas o peligrosas que contengan como ingrediente activo: endosulfán, captafol, monocrotofos, paratión metílico, carbofurán, fosfamidón, glifosato, metamidophos, alaclor, carbosulfán, disufotón.	Desechada
LXIV	Proyecto de decreto que reforma el artículo 280 de la Ley General de Salud	MORENA	Salud	Establecer que las normas oficiales se deberán verificar cada tres años para tener el conocimiento de cuáles son los plaguicidas altamente peligrosos y con base a esta información sean actualizadas, prohibiendo su utilización.	Pendiente
LXIV	Proyecto de decreto por el que se reforman diversas disposiciones de la Ley General de Salud, en materia de plaguicidas, nutrientes vegetales y sustancias tóxicas o peligrosas.	Congresos Locales	Salud	Incluir a las normas oficiales mexicanas de protección para el proceso, uso y aplicación de los plaguicidas, nutrientes vegetales y sustancias tóxicas o peligrosas, los criterios de Derecho Internacional sobre estudios, investigaciones y demás acciones técnicas que buscan la protección de la salud y el medio ambiente.	Pendiente
LXV	Proyecto de decreto por el que se propone adicionar la fracción XLIX al artículo 3; así como la fracción I al artículo 7 Bis. Modifica el primer párrafo del artículo 84 Bis de la Ley de Aguas Nacionales.	PRI	Recursos Hidráulicos, Aguas Potable y Saneamiento	Establecer la Seguridad Hídrica, como la capacidad institucional y de la población de salvaguardar el acceso sostenible a cantidades adecuadas y de calidad aceptable de agua para sostener los medios de vida, el bienestar humano y el desarrollo socioeconómico; garantizando la protección contra la contaminación del agua; y preservar los ecosistemas en un clima de paz y estabilidad política.	Pendiente

Legislatura	Nombre de la Iniciativa	Fracción parlamentaria	Comisión	Sinopsis	Estado
LXV	Proyecto de decreto que reforma diversas disposiciones de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, relativo a la sustitución de plaguicidas en defensa del medio ambiente	PRI	Medio Ambiente y Recursos Naturales	Incorporar los conceptos de plaguicida, plaguicidas altamente peligrosos y precaución. Establecer que cuando haya peligro de daño grave o irreversible, la falta de certeza científica absoluta se deberán adoptar medidas eficaces en función de los costos para impedir la degradación del medio ambiente. Prohibir la utilización de los plaguicidas altamente peligrosos o aquellas sustancias o compuestos que estén prohibidos en tratados internacionales de los que el Estado Mexicano sea parte.	Aprobada
LXV	Proyecto de decreto que reforma el artículo 137 de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente	MORENA	Medio Ambiente y Recursos Naturales	Priorizar acciones que incidan en el reciclaje, la conservación del medio ambiente y destinar recursos económicos para el correcto funcionamiento del sistema desde la recolección de los residuos sólidos municipales hasta su disposición final. Establecer que los estados y municipios que concesionen los servicios públicos en la materia vigilarán en todo momento, que el particular cumpla con todas las disposiciones de esta Ley.	Pendiente
LXV	Proyecto de decreto que reforma y adiciona diversas disposiciones de la Ley de Aguas Nacionales.	MORENA	Recursos Hidráulicos, Aguas Potable y Saneamiento	Asegurar el acceso, disposición y saneamiento de las aguas nacionales principalmente para el consumo personal y doméstico para toda la población, en forma suficiente, salubre, asequible y aceptable, regulando su gestión integral y su uso, distribución y aprovechamiento equitativo, sustentable y no discriminatorio, así como el tratamiento y saneamiento de las aguas residuales.	Pendiente

**Fuente:**

LXIV Legislatura de la Cámara de Diputados (01 septiembre 2018 al 31 agosto 2021)

LXV Legislatura de la Cámara de Diputados (01 septiembre 2021 al 15 mayo 2023)

**Fracción parlamentaria:**

**MC:** Movimiento Ciudadano, **MORENA:** Movimiento Regeneración Nacional, **PAN:** Partido Acción Nacional, **PRI:** Partido Revolucionario Institucional, **PT:** Partido del Trabajo, **PVEM:** Partido Verde Ecologista de México, **PES:** Partido Encuentro Social

## ANEXO V. PARÁMETROS DE IDENTIFICACIÓN DE PhCs

**Tabla A5.1** Análisis de Varianza (ANOVA) para el uso de diferentes tratamientos en la extracción SPE de diferentes PhCs

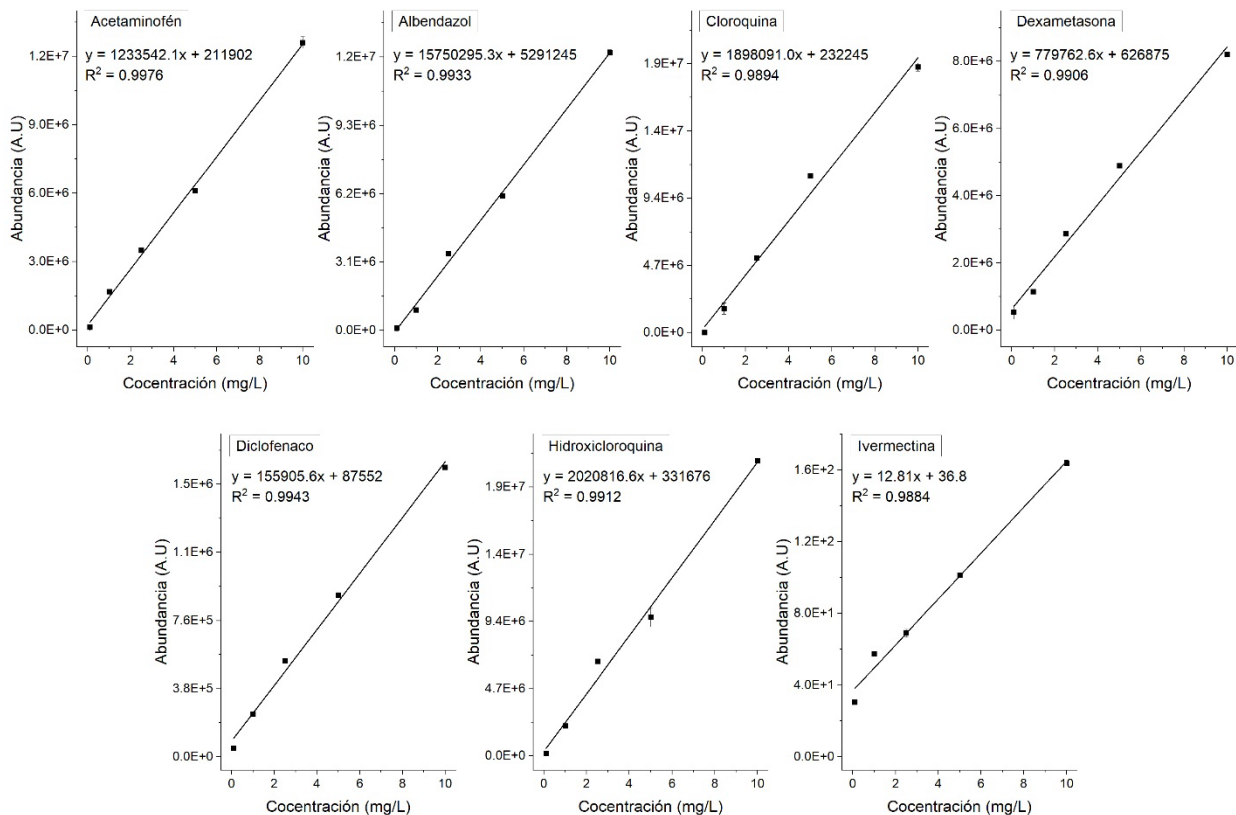
Fuente	DF	Adj SS	Adj MS	F - value	P - value
Matriz	2	531.1	265.550	55.50	$1.6 \times 10^{-4}$
PhAC	6	2515.1	419.177	87.60	$2.1 \times 10^{-6}$
Matriz*PhAC	12	1903.7	158.645	33.15	$8.0 \times 10^{-6}$
Error	42	201.0	4.785		
Total	62	5150.9			

**Tabla A 5.2.** Compuestos farmacéuticos (PhCs), plaguicidas, y compuestos industriales detectados en las aguas residuales de la PTAR Izúcar de Matamoros y en el río Nexapa usando LC-ESI-QTOF-MS/MS.

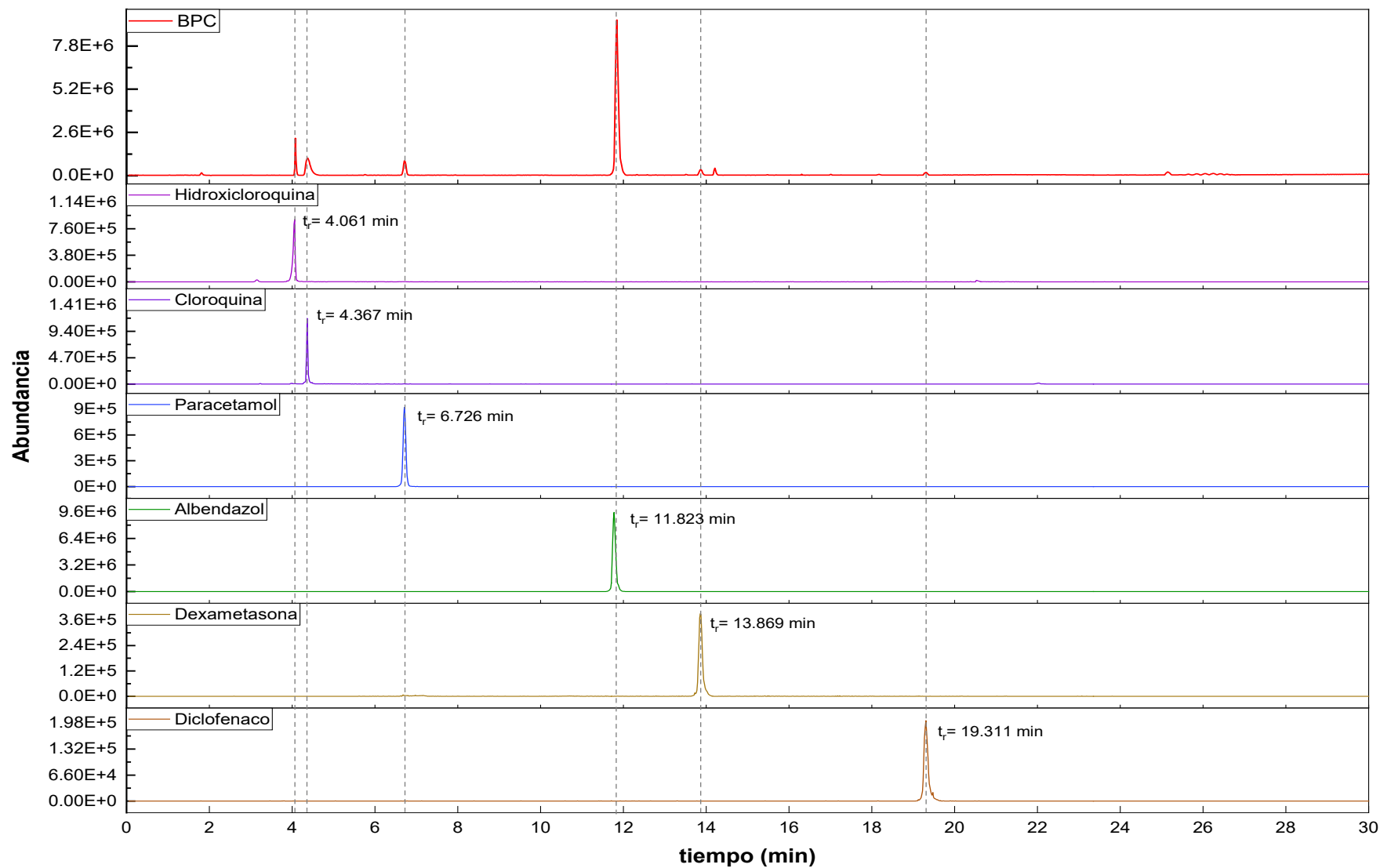
No	Compuesto	Peso molecular	t <sub>r</sub> (min)	[M+H] <sup>+</sup>	Δm/z (ppm)	Producto iónico
1	Acetaminofén <sup>1</sup>	C <sub>8</sub> H <sub>9</sub> NO <sub>2</sub>	6.73	152.0712	1.3	150, 107
2	Albendazol <sup>1</sup>	C <sub>12</sub> H <sub>15</sub> N <sub>3</sub> O <sub>2</sub> S	11.82	266.0964	-5.14	234, 191, 159
3	Atorvastatina <sup>1,*</sup>	C <sub>33</sub> H <sub>35</sub> FN <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	19.06	559.2609	-3.34	446, 440
4	Atrazina <sup>2,*</sup>	C <sub>8</sub> H <sub>14</sub> ClN <sub>5</sub>	16.08	216.1017	6.28	216, 174, 137
5	Bezafibrato <sup>1,*</sup>	C <sub>19</sub> H <sub>20</sub> ClNO <sub>4</sub>	17.06	362.1160	4.00	362, 316
6	Bis(2-etilhexil) phthalato <sup>3,*</sup>	C <sub>24</sub> H <sub>38</sub> O <sub>4</sub>	24.98	391.2849	-7.87	167, 149, 71
7	Cafeína <sup>4,*</sup>	C <sub>8</sub> H <sub>10</sub> N <sub>4</sub> O <sub>2</sub>	7.58	195.0883	-5.87	138, 110
8	Carbamazepina <sup>1,*</sup>	C <sub>15</sub> H <sub>12</sub> N <sub>2</sub> O	10.95	237.1029	6.19	194, 179, 165
9	Carbendazin <sup>2,*</sup>	C <sub>9</sub> H <sub>9</sub> N <sub>3</sub> O <sub>2</sub>	5.77	192.0774	8.61	160, 132
10	Ciprofloxacino <sup>1,*</sup>	C <sub>17</sub> H <sub>18</sub> FN <sub>3</sub> O <sub>3</sub>	6.78	332.1411	1.26	314, 288, 245
11	Clarithromicina <sup>1,*</sup>	C <sub>38</sub> H <sub>69</sub> NO <sub>13</sub>	10.67	748.4848	7.00	590, 158
12	Dexametasona <sup>1</sup>	C <sub>22</sub> H <sub>29</sub> FO <sub>5</sub>	13.87	393.2078	-1.20	279, 237, 147
13	Diclofenaco <sup>1</sup>	C <sub>14</sub> H <sub>11</sub> Cl <sub>2</sub> NO <sub>2</sub>	19.31	296.0246	0.83	250, 214, 180
14	Eritromicina <sup>1,*</sup>	C <sub>37</sub> H <sub>67</sub> NO <sub>13</sub>	10.50	734.4692	3.52	576, 158
15	Fenofibrato <sup>1,*</sup>	C <sub>20</sub> H <sub>21</sub> ClO <sub>4</sub>	11.26	361.1208	4.14	233, 139, 121
16	Hidroxiclo-roquina <sup>1</sup>	C <sub>18</sub> H <sub>26</sub> ClN <sub>3</sub> O	4.06	336.1844	-1.81	247, 158, 102

17	Ibuprofeno <sup>1,*</sup>	C <sub>13</sub> H <sub>18</sub> O <sub>2</sub>	15.53	207.1386	-4.10	205, 161, 115
18	Ivermectina <sup>1,*</sup>	C <sub>48</sub> H <sub>74</sub> O <sub>14</sub>	21.86	875.5158	ND	569, 306, 158
19	Ketoprofeno <sup>1,*</sup>	C <sub>16</sub> H <sub>14</sub> O <sub>3</sub>	16.62	255.1022	-1.43	209, 105
20	Naproxeno <sup>1,*</sup>	C <sub>14</sub> H <sub>14</sub> O <sub>3</sub>	17.71	231.1022	-9.36	185, 170, 153
21	Ofloxacino <sup>1,*</sup>	C <sub>18</sub> H <sub>20</sub> FN <sub>3</sub> O <sub>4</sub>	6.58	362.1517	1.23	362, 344, 318, 261
22	Sulfametoxazol <sup>1,*</sup>	C <sub>10</sub> H <sub>11</sub> N <sub>3</sub> O <sub>3</sub> S	12.08	254.0600	0.46	156, 108, 92
23	Triclosan <sup>1,*</sup>	C <sub>12</sub> H <sub>7</sub> Cl <sub>3</sub> O <sub>2</sub>	15.20	288.9591	1.96	223, 141
24	Venlafaxina <sup>1,*</sup>	C <sub>17</sub> H <sub>27</sub> NO <sub>2</sub>	7.87	278.2121	-1.09	215, 147, 121, 58

ND: Undetected, 1 Pharmaceutical Compound (PhCs), 2 Pesticide, 3 Industrial Chemical, 4 Others



**Figura A5.1.** Curvas de calibración para los PhCs modelo obtenidas por HPLC-DAD-MS (Elaboración propia, 2022)



**Figura A5.2.** Cromatograma BPC para la mezcla de fármacos, cromatogramas EIC individuales (Elaboración propia, 2022)

# ANEXO VI. PUBLICACIÓN

Water Air Soil Pollut (2025) 236:441  
<https://doi.org/10.1007/s11270-025-08064-1>



## Ecological Risk Assessment in Nexapa River by Pharmaceutical Compounds Related to COVID-19

José Luis García-Zamora ·  
María Teresa Moreira · Esmeralda García-Díaz ·  
Eduardo Torres

Received: 9 November 2024 / Accepted: 22 April 2025  
© The Author(s) 2025

**Abstract** Emerging pharmaceutical contaminants in wastewater are a significant concern, especially those extensively consumed during the COVID-19 pandemic. This study aims to identify in Nexapa River the following pharmaceuticals used in COVID-19 treatment: acetaminophen, albendazole, chloroquine, dexamethasone, diclofenac, hydroxychloroquine, and ivermectin. Solid Phase Extraction was used to extract and concentrate the target compounds from water samples. HPLC–DAD–MS was employed to identify and quantify some emerging pharmaceuticals. The ecological risk for three trophic levels

was calculated: -algae, invertebrates, and fish- Two treatment scenarios were studied using the Estimation Programs Interface (EPI) Suite™ in a wastewater treatment plant, current operating conditions and hypothetical ideal operating conditions of an equivalent WWTP, in the state of Puebla, Mexico. The results indicate that treatment plant effluents are the primary source of the entry of these compounds into the aquatic environment. Among them, ivermectin was found to be the compound with the highest potential ecological risk despite its low concentration ( $6.17 \mu\text{g L}^{-1}$ ), followed by diclofenac ( $25.75 \mu\text{g L}^{-1}$ ) and paracetamol ( $132.89 \mu\text{g L}^{-1}$ ).

**Supplementary Information** The online version contains supplementary material available at <https://doi.org/10.1007/s11270-025-08064-1>.

J. L. García-Zamora  
Posgrado en Ciencias Ambientales, Benemérita  
Universidad Autónoma de Puebla, Ciudad Universitaria,  
Pue. 72570 Puebla, Mexico

M. T. Moreira  
Department of Chemical Engineering, CRETUS,  
Universidade de Santiago de Compostela, Spain, Santiago  
de Compostela, 15705 A. Coruña, Spain

E. García-Díaz · E. Torres (✉)  
Centro de Química del Instituto de Ciencias, Benemérita  
Universidad Autónoma de Puebla, Ciudad Universitaria,  
Pue. 72570 Puebla, Mexico  
e-mail: [eduardo.torres@correo.buap.mx](mailto:eduardo.torres@correo.buap.mx)

E. García-Díaz  
e-mail: [esmeralda.garcia@correo.buap.mx](mailto:esmeralda.garcia@correo.buap.mx)

**Keywords** Wastewater · Pharmaceutical  
Compounds · Emerging Contaminants · Ecological  
Risk

### 1 Introduction

During the COVID-19 pandemic, pharmaceutical compounds (PhCs) were widely prescribed to provide immediate therapeutic responses. This was particularly crucial in the absence of vaccine alternatives during the last century's most significant global health crisis. Beyond the strain imposed on hospitals and health centers, the COVID-19 pandemic significantly reconfigured global healthcare systems (Shaker Ardakani et al., 2023). To treat COVID-19 necessitated the utilization of various PhCs, including

Published online: 07 May 2025

Springer

antivirals, antibiotics, anti-inflammatories, and anti-coagulants, to mitigate bacterial co-infections associated with COVID-19 (Li et al., 2023). The escalated use of these PhCs was driven by urgent clinical imperatives, public demand, and, in some instances, inaccurate information regarding their efficacy was disseminated.

The efficacy of these treatments exhibited variable outcomes throughout the pandemic. For instance, dexamethasone was utilized to reduce mortality in critically ill patients by attenuating cytokine storms (Martinez-Guerra et al., 2022; Noreen et al., 2021), resulting in a 170% increase in its sales in Mexico during 2020 (Durán-Álvarez et al., 2023). Concurrently, the demand for ivermectin in Mexico, often employed in conjunction with azithromycin and famotidine, surged by 652% due to public perception regarding its potential in COVID-19 prevention and treatment (Durán-Álvarez et al., 2023). Other PhCs, including chloroquine, hydroxychloroquine, and albendazole, were administered alongside antibiotics as part of a multi-faceted therapeutic approach to address parasitic and bacterial co-infections. Additionally, the consumption of over-the-counter analgesics such as paracetamol, diclofenac, and ibuprofen also increased significantly (Luis López-Miranda et al., 2022), with a reported rise of up to 210% in defined daily doses (DDD) in Poland (Kolecka et al., 2022).

The widespread prescription of PhCs has elicited significant environmental concerns. Following partial metabolism, PhCs enter wastewater treatment plants (WWTPs) through municipal sewage networks, where they are not entirely removed. Consequently, these compounds are released into the environment via effluent discharge or sludge disposal. Due to their structural complexity, PhCs exhibit stability and high mobility (Thilagam & Gopalakrishnan, 2022), persisting at concentrations ranging from nanograms per liter ( $\text{ng L}^{-1}$ ) to micrograms per liter ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) in surface water, groundwater, and wastewater (Dueñas-Moreno et al., 2024; Ronderos-Lara et al., 2021; Vázquez-Tapia et al., 2022). The escalating presence of these compounds in aquatic ecosystems poses an ecological risk, as the mechanisms of action and toxic effects of many PhCs on marine organisms remain incompletely characterized. Nevertheless, evidence suggests that certain PhCs can disrupt endocrine, reproductive, and developmental functions in these organisms,

raising substantial concerns for both environmental conservation and public health (Drzymala & Kalka, 2020; Rehman et al., 2024; Riva et al., 2019).

While the presence of PhCs and personal care products (PCPs) in aquatic environments raises increasing concern, the risks associated with emerging contaminants, particularly PhCs used in COVID-19 treatment, remain inadequately characterized. The Nexapa River, situated in Izúcar de Matamoros, Puebla, receives municipal effluents that may contribute to PhC contamination, especially given the increasing drug consumption observed during the pandemic. Persistent pharmaceutical pollutants can potentially disrupt various trophic levels within aquatic ecosystems, inducing alterations in aquatic organisms' development, reproduction, and metabolism. Moreover, the potential for synergistic effects among multiple contaminants in water bodies is poorly understood, posing significant challenges for environmental risk assessment.

However, the limited information available regarding PhCs in the Nexapa River does not allow for the establishment of baseline contamination levels or the assessment of ecotoxicological risks associated with their use in the region before the pandemic period. Addressing this knowledge gap is critical. PhCs in the Nexapa River may affect water quality and public health, particularly for communities reliant on the river for agricultural or domestic activities. The accumulation of these compounds, potentially exacerbated by increased consumption of PhCs during the pandemic, highlights the urgent need for research to assess their potential environmental impact and provide strategies for managing emerging contaminants in water bodies receiving municipal discharges.

Therefore, this study developed and applied a solid-phase extraction (SPE) method to detect and quantify several PhCs in wastewater treatment plant (WWTP) effluents and the Nexapa River. Furthermore, a Quantitative Structure–Activity Relationships (QSAR) model was utilized to assess the potential environmental risks of these compounds on aquatic organisms across three trophic levels. This approach provides crucial information on the magnitude of pharmaceutical contamination and its possible ecological consequences. It will serve as a basis for future research and environmental management policies and for developing stricter regulations on wastewater treatment and proper disposal of pharmaceuticals.

## 2 Methods and Materials

### 2.1 Chemicals and Standards

The PhCs standards with high purity (> 98.5%) and were purchased from Sigma-Aldrich (St. Louis, MO, United States). Acetonitrile (99.9%) and acetic acid (99.8%) were obtained from Fermont (Monterrey, NL, Mexico), and ethanol (99.5%) was obtained from Karal (León, GTO, Mexico). The physicochemical properties of the target PhCs are shown in Table S1.

### 3 Study Area and Sample Collection

The study was conducted at the WWTP in Izucar de Matamoros, Puebla, Mexico (18°34'1"N, 98°28'27"W, 1245 m.a.s.l.). The area is characterized by a warm sub-humid climate with summer precipitation, a mean annual temperature of 22.8 °C (min. 15 °C; max. 36 °C), and an average rainfall of 800–1000 mm from May to October. Data were taken from the meteorological station 21,132, Izucar de Matamoros, Puebla (Coordinación general del servicio meteorológico nacional, 2024).

The WWTP was designed to comply with national standard NOM-001-SEMARNAT-1996 for pollutants in wastewater discharges in national waters. WWTP is configured to treat municipal wastewater and consists of two identical treatment trains operated in parallel with a total capacity of 5400 L min<sup>-1</sup>. The treatment process involves pretreatment to remove sand and grease, followed by a primary sedimentation tank with a hydraulic retention time of 120 min. The solids-free water is then directed to a biological filter to reduce biological oxygen demand (BOD), nitrogen, and phosphorus levels. Excess sludge is removed by a secondary clarifier and conveyed to a drying bed for disposal. The wastewater treated is disinfected by adding sodium hypochlorite to eliminate pathogens before being discharged into the Nexapa River for agricultural irrigation. Three strategic sampling points were established in the studied area (Figure S1): P1, In the Nexapa River upstream of the WWTP discharge point; P2, In the WWTP outlet stream; and P3, 300 m downstream of the WWTP discharge point. It is important to note that WWTP directly discharged municipal wastewater into the Nexapa River during the entire sampling campaign,

meaning the wastewater did not undergo treatment at WWTP.

Sampling was conducted during four monitoring campaigns throughout January, May, August, and November 2022, covering dry and rainy seasons and transition periods. A total of twelve individual water samples were collected for analysis. At each sampling point, one liter of water was collected in pre-rinsed amber glass bottles for physicochemical analysis and solid phase extraction (SPE). All samples were stored at 4 °C until SPE and physicochemical analysis, which was carried out within 24 h.

Detailed physicochemical characteristics of the wastewater from this study are presented in Table S2.

### 4 Selection of Target PhCs

COVID-19 incidence data in Izucar de Matamoros during the sampling period was collected to contextualize the potential influence of the pandemic on PhCs contamination levels (Secretaría de Salud, 2023).

The selection of target PhCs was based on the following: (i) a literature review of pharmaceuticals used in the treatment of COVID-19 worldwide, (ii) a literature review covering the PhCs detected in wastewater worldwide, and (iii) the medical treatment protocols implemented during the health emergency in Mexico. The PhCs chosen for this study included acetaminophen (ACP), albendazole (ALB), chloroquine (CQ), dexamethasone (DEX), diclofenac (DF), hydroxychloroquine (HCQ), and ivermectin (IVM).

### 5 Sample Preparation and Extraction

Wastewater and spiked water samples were filtered through a cellulose filter to remove larger solid particles using a 0.45 µm PTEF MERC membrane filter. Concentrated target PhCs were extracted using hydrophilic-lipophilic-lipophilic-equilibrated (HLB) reverse-phase sorbent cartridges (Supel<sup>TM</sup> Swift HLB SPE cartridges 200 mg sorbent, 6 mL from Supelco, USA) connected to an SPE tube vacuum manifold. The HLB sorbents are microporous copolymers composed of divinylbenzene and vinylpyrrolidone. The cartridges were preconditioned with 3 mL of methanol and 3 mL of water before sample application. The pH of the sample was adjusted to 7 using hydrochloric

acid or sodium hydroxide solution (0.1 M). A sample volume of 500 mL was loaded into the cartridge at a flow rate of 1 mL min<sup>-1</sup> followed by a drying period of 10 min under vacuum to remove excess water. The retained analytes were eluted with two 5 mL aliquots of acetonitrile containing 0.1% (v/v) acetic acid. Subsequently, the filtrates were evaporated to dryness using a stream of nitrogen gas and redissolved in 500 µL of 1:1 (v/v) acetonitrile–water, reaching a 1000-fold concentration. The recovery of the SPE procedure was evaluated by adding 10 µg L<sup>-1</sup> of the target analytes to the pre-filtered, pH-adjusted distilled water and calculated using Eq. 1.

$$\text{Recovery (\%)} = \frac{C_1}{C_0} \times 100\% \quad (1)$$

where  $C_1$  (µg L<sup>-1</sup>) is the concentration measured in the sample and  $C_0$  (µg L<sup>-1</sup>) is the spiked concentration.

## 6 LC-DAD-MS Analysis and Method Validation

Detection and quantification of the target PhCs were analyzed using amplifying chromatography on an LC/DAD/MS instrument (Chromatograph series 1260 from Agilent Technologies, Santa Clara, Ca, United States). Separation was achieved with a Phenomenex Luna C18 column (4.6 × 250 mm, 5 µm), using mobile phases of water (A) and acetonitrile (B), both containing 0.1% (v/v) formic acid. The elution gradient started with 10% A for 2 min, changed linearly to 90% A from 2 to 22 min, and changed back to 10% A from 22 to 32 min, followed by a 10-min reconditioning period, resulting in a total time of 42 min. Detection was performed with a DAD at 244 nm and an ESI-QTOF-MS 6520 detector (Agilent) using positive and negative ionization modes with the following source parameters: fragmentor voltage 175 V, capillary voltage 3500 V, gas temperature 350 °C, N<sub>2</sub> flow rate 11 L min<sup>-1</sup>, and nebulizer pressure of 60 psi. MS/MS analysis was done with a collision energy of 30 V. The linearity of the method was evaluated by constructing

calibration curves for each PhC within a range of 0.01 to 10 mg L<sup>-1</sup> in wastewater. OriginPRO 2023 software (V.10.0.0.154, Learning Edition) was used to fit the data to a linear model. The limits of detection (LOD) and limits of quantification (LOQ) were calculated using Eqs. 2 and 3.

$$\text{LOD} = \frac{3S_0}{m} \quad (2)$$

$$\text{LOQ} = \frac{10S_0}{m} \quad (3)$$

where  $S_0$  is the blank standard deviation, and  $m$  denotes the slope of the calibration curve for each PhC. The standard deviation of the blank was determined from ten replicates. The identification of PhCs was done with a high-resolution instrument with a difference of mass/charge ( $\Delta m/z$ ) less than 5 ppm between the experimental and theoretical mass of the ion. Retention time comparison with PhC standards confirmed compound identification.

## 7 Ecological Risk Assessment

The aquatic risk assessment was estimated by calculating risk quotients (RQ) using Eq. 4 according to EU guidelines (European Commission, 2003).

$$\text{RQ} = \frac{\text{MEC}}{\text{PNEC}} \quad (4)$$

where MEC is the measured environmental concentration of each PhC (µg L<sup>-1</sup>), and PNEC is the predicted no-effect concentration (µg L<sup>-1</sup>). The PNEC values were calculated by dividing the half-maximal effective concentration (EC50) or the lethal concentration 50 (LC50), as reported in the literature (Table 1), by a risk assessment factor of 1000 for acute toxicity tests. The EC50 and LC50 values were obtained from literature sources and the ECOTOX database, prioritizing the lowest reported values (EPA, 2024).

For unreported data, the ECOSAR software was used (EPA, 2024). The criteria for interpretation

**Table 1** EC<sub>50</sub> or LC<sub>50</sub> values of PhCs from experimental studies used to calculate PNEC in algae, invertebrates, and fish

PhCs	EC <sub>50</sub> or LC <sub>50</sub> (µg L <sup>-1</sup> )	Exposure time	Critical effect	Endpoint	Organism	Reference
ACP	1120	48 h	Egg production per female	EC <sub>50</sub>	<i>D. magna</i>	(Du et al., 2016)
	2000	96 h	Abundance	LC <sub>50</sub>	<i>C. ellipsoidea</i>	(Touliabah et al., 2008)
	438.8	96 h	Malformations rates	EC <sub>50</sub>	<i>D. rerio</i>	(Rosas-Ramírez et al., 2022)
ALB	63	48 h	Immobilization	EC <sub>50</sub>	<i>D. magna</i>	(Tkaczyk et al., 2021)
	4600	96 h	Bioluminescence inhibition	EC <sub>50</sub>	<i>D. subpicatus</i>	(Escher et al., 2008)
	46	48 h	Mortality	LC <sub>50</sub>	<i>D. rerio</i>	(Carlsson et al., 2013)
DEX	598	48 h	Mortality	EC <sub>50</sub>	<i>Daphnid</i>	(Fazolo et al., 2021)
	13.73	96 h	Grow rate inhibition	EC <sub>50</sub>	<i>Danio rerio</i>	(Sun et al., 2010)
	23,000	48 h	Grow rate inhibition	EC <sub>50</sub>	<i>R. subcapitata</i>	(Kusk et al., 2018)
DF	520	48 h	Egg production per female	EC <sub>50</sub>	<i>D. magna</i>	(Du et al., 2016)
	0.48	96 h	Grow rate inhibition	EC <sub>50</sub>	<i>S. vacuolatus</i>	(Schulze et al., 2010)
	544.9	24 h	Peroxisome proliferator activated receptor gamma	EC <sub>50</sub>	<i>D. rerio</i>	(Garoche et al., 2021)
IVM	0.0057	48 h	Immobilization	EC <sub>50</sub>	<i>D. magna</i>	(Escher et al., 2008)
	200	96 h	Bioluminescence inhibition	EC <sub>50</sub>	<i>D. subpicatus</i>	(Escher et al., 2008)
	458	48 h	Grow rate inhibition	EC <sub>50</sub>	<i>D. rerio</i>	(Carlsson et al., 2013)

of the RQ ratio were described by Sánchez-Bayo et al. (2002): RQ < 0.01 indicated "no risk", 0.01 ≤ RQ < 0.1 indicated "low risk", 0.1 ≤ RQ < 1 indicated "medium risk", and RQ ≥ 1 indicated "high risk".

## 8 Statistical Analysis

ANOVA was performed to evaluate the significance of treatment conditions during the SPE procedure. Tukey's test was used to estimate 95% confidence intervals for recovery percentages. All experimental trials were performed in triplicate. Statistical analysis was performed with Minitab® 19, Version 19.1.

**Table 2** Calibration parameters, LOD, and LOQ calculated for target PhCs in wastewater. The linear range was from 0.01 to 10 mg L<sup>-1</sup> of all PhCs

PhCs	Equation	R <sup>2</sup>	LOD (µg L <sup>-1</sup> )	LOQ (µg L <sup>-1</sup> )
ACP	y = 1,233,542.1x	0.9976	6.40	21.34
ALB	y = 15,750,295.3x	0.9933	0.73	2.44
CQ	y = 1,898,091.0x	0.9894	12.14	40.47
DEX	y = 779,762.6x	0.9906	1.46	4.86
DF	y = 155,905.6x	0.9943	2.27	7.59
HCQ	y = 2,020,816.6x	0.9912	0.92	3.08
IVM	y = 12.81x	0.9884	58.63	195.45

LOD and LOQ from Eqs. 2 and 3 of the methodology section

## 9 Results and Discussion

### 9.1 Determination of LOD and LOQ and Validation of the SPE Method

The calibration curves for PhCs in deionized water fit the experimental data, as indicated by correlation coefficients (R<sup>2</sup>) greater than 0.990 in all cases (Figure S2). Linear ranges were established from 10 to 10,000 µg L<sup>-1</sup> for ACP, ALB, CQ, DF, DEX; and from 100 to 10,000 µg L<sup>-1</sup> for HCQ and IVM. Table 2 provides LOD and LOQ for each PhCs. ALB had the lowest LOD and LOQ values, at 2.46 µg L<sup>-1</sup> and 8.17 µg L<sup>-1</sup>, respectively. In contrast, IVM had the highest LOD and LOQ values, reaching 58.02 µg L<sup>-1</sup> and 193.42 µg L<sup>-1</sup>, respectively. The calculated

detection limits for the remaining PhCs were similar to those previously reported for LC-DAD-MS studies, such as those conducted by Kumar Mehata et al. (Kumar Mehata et al., 2022).

In addition, distilled and tap water, containing  $10 \mu\text{g L}^{-1}$  of each PhC, were used to determine the percent of recovery and confidence interval (CI) of the SPE method (Table 3). The two-factor ANOVA analysis (Table S3) indicated significant differences ( $\alpha < 0.05$ ) between the types of ambient water matrix used during the SPE extraction process. This finding highlights the importance of carefully considering the type of water used as a model when analyzing the presence of PhCs in aqueous matrices.

## 9.2 Detection in Environmental Samples

At Point P1 (Nexapa River before the WWTP discharge), the presence of all compounds was detected, although in all cases, they were below the LOQ (Table 4). In general, the presence of all PhCs, except CQ ( $m/z = 320.183$ ), at P2 and P3 was due to the discharge from WWTP. At these points, a signal attributable to HCQ ( $m/z = 336.1787$ ) was observed below the limit of quantitation (LOQ). Lower but quantifiable concentrations were found at Point P3 (after WWTP) for ACP, ALB, DEX, and DF. These results indicate a contribution of the WWTP to the increase in PhCs concentrations at this discharge point in the Nexapa River, suggesting a direct release to the environment because of ineffective treatment

**Table 4** The concentration of PhCs at different sampling points surface (P1 and P3) and wastewater (P2)

PhCs	P1 ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	P2 ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	P3 ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )
ACP	< LOQ	$132.90 \pm 3.90$	$5.76 \pm 1.07$
ALB	< LOQ	$1.61 \pm 0.63$	$0.09 \pm 0.02$
CQ	ND	ND	ND
DEX	< LOQ	$5.57 \pm 1.87$	$0.21 \pm 0.11$
DF	< LOQ	$25.75 \pm 0.72$	$1.59 \pm 0.41$
HCQ	< LOD	< LOQ	< LOD
IVM	< LOQ	$6.17 \pm 1.21$	< LOQ

ND: Undetected; LOQ: Limit of quantification; LOD: Limit of detection

by the WWTP. As already known, WWTPs are not designed to remove complex chemical compounds; in addition, in some cases, intermittent operation is associated with revamping and adapting the existing infrastructure.

Comparable concentrations of IVM ( $5$  to  $20 \mu\text{g L}^{-1}$ ), DEX ( $3 \mu\text{g L}^{-1}$ ), and ALB ( $0.7 \mu\text{g L}^{-1}$ ) have been reported in WWTP effluents based on investigations conducted by (Chang et al., 2007; Charuaud et al., 2019; Mhuka et al., 2020). These results indicate consistency in the presence of these pharmaceutical compounds in the effluents of various WWTPs.

On the other hand, the highest concentrations were observed for DF and ACP, a common occurrence for these compounds in effluent studies. Raysyan et al. (Raysyan et al., 2021) reported DF concentrations of  $3700 \mu\text{g L}^{-1}$ , while (Mhuka et al., 2020) reported

**Table 3** Percent recovery and confidence intervals for the SPE method of target PhCs using distilled water, tap water, and wastewater

PhCs	ACP	ALB	CQ	DEX	DF	HCQ	IVM
DI water							
Recovery %	108.75	102.08	81.66	98.7	99.57	86.34	100.46
SD	1.6	0.43	1.32	0.9	2.57	1.21	0.89
95% CI	106.17–111.32	100.62–103.54	78.30–85.02	95.59–101.82	96.65–102.49	83.41–89.27	95.99–104.92
Tap water							
Recovery %	93.81	87.35	83.81	110.42	101.63	81.29	101.98
SD	2.44	1.47	3.86	1.89	2.46	3.19	1.77
95% CI	91.23–96.39	85.88–88.81	80.45–87.17	107.30–113.54	98.71–104.55	78.36–84.22	97.52–106.44
Wastewater							
Recovery %	89.64	99.59	83.50	88.37	83.16	87.31	96.92
SD	1.07	0.93	0.55	3.20	1.42	1.12	5.10
95% CI	87.06–92.21	98.13–101.05	80.14–86.86	85.25–91.49	80.24–86.08	84.38–90.24	92.46–101.38

ACP concentrations of  $6209 \mu\text{g L}^{-1}$ . These results suggest that, compared to other pharmaceutical compounds, the concentrations of diclofenac and acetaminophen in WWTP effluents are relatively higher, which may indicate a relevant environmental impact and health risks associated with their presence in treated wastewater.

The detection of PhCs used in the symptomatic treatment of COVID-19 suggests that the presence of drugs in the wastewater of Izucar de Matamoros was influenced by the intensive use of these pharmaceuticals, coinciding with the period of incidence of active cases during the fourth (1123 accumulated cases) and fifth (663 accumulated cases) wave of COVID-19 in the region (Figure S3) (Secretaría de Salud, 2023). The high concentrations of PhCs match with reports from other studies that document an increase in the presence of these contaminants in water bodies due to the rise in their consumption during health emergencies. However, since these drugs have broader therapeutic applications, their detection in the analyzed samples cannot be attributed exclusively to the pandemic.

An additional challenge in interpreting these results is the limited or absent prior information on the presence of these compounds in the region, which prevents the establishment of a baseline of concentrations and accurately assessing the degree of increase due to the pandemic. In this sense, it's essential to implement continuous monitoring programs to generate historical data and evaluate the evolution of PhC contamination in local water bodies.

Many other compounds were detected by applying the HPLC mass separation and detection method; however, as they were not initially considered, their calibration curve for quantification was not available. Table 5 and Figure S4 show the compounds' identification parameters list.

The pollutant loads ( $\text{g day}^{-1}$ ) in the WWTP effluent were calculated based on the WWTP flow rate of  $5400 \text{ L min}^{-1}$  (Table S4). All target PhCs are released into the river in gram quantities, with ACP reaching discharges of up to one kilogram. Using the Estimation Programs Interface (EPI) Suite™ (EPA, 2024b), selected PhCs' conversion degree was assessed for an equivalent WWTP configuration under optimal conditions. As shown in Table S4, the maximum conversion achieved was 56% for DF. These findings indicate that the PhCs studied are highly recalcitrant,

suggesting their removal remains minimal even with WWTP operating at peak efficiency. Since the concentrations of CQ and HCQ were below the quantification level, the estimation of mass loading and the following associated environmental risk will focus exclusively on the chosen compounds.

As already known, WWTPs are designed to comply with local regulations by removing organic loadings such as BOD, chemical oxygen demand (COD), total suspended solids (TSS), nutrients, and pathogens (Abejón et al., 2015; Grandclément et al., 2017), and often fail to address recalcitrant compounds such PhCs. These design limitations explain the minimal reduction of PhCs loading despite their adequate operation, emphasizing the need for technological advancements in WWTPs to improve the removal or reduction of these pollutants in municipal wastewater.

### 9.3 Environmental Risk Assessment

After quantifying PhCs, the potential environmental risk to aquatic organisms was assessed at points P2 and P3. Three trophic levels -algae, invertebrates, and fish- were considered to address the complexity of the ecosystem.

Figure 1 summarizes the RQ values of the target PhCs. Higher values were observed in P2 than in P3, with the following risk order for the founded pharmaceutical compounds (PhCs):  $\text{IVM} > \text{DFC} > \text{ACP} > \text{DEX} > \text{ALB}$ , consistent with (Yang et al., 2022). Point 2 had four PhCs with high risk for the three trophic levels; in contrast with point 3, two of the PhCs showed high-risk RQ values.

In the model organisms studied, fish were found to be sensitive to ACP, DEX, ALB, while invertebrates were more sensitive to IVM, and algae showed higher sensitivity to DF. These results contrast with the study by (Kumari & Kumar, 2022), who reported that algae were the most sensitive organisms to the presence of these compounds.

IVM exhibited the highest RQ values among all compounds, both in the WWTP effluent ( $\text{RQ} = 1,082,500$ ) and the Nexapa River ( $\text{RQ} = 16,316$ ). The highest risk was observed for invertebrates, followed by algae and fish, suggesting that IVM may pose a higher environmental priority than CFD and ACP. The complete data is presented in Table S5 and were congruent with (Durán-Álvarez et al., 2023; Félix-Cañedo et al., 2013; Marques et al., 2023)) In

**Table 5** Detected Pharmaceutical compounds (PhCs), pesticides, and industrial chemicals in wastewater and the Nexapa River using LC-ESI-QTOF-MS/MS

No	Compound	Molecular Formula	t <sub>r</sub> (min)	Ion mass [M +H] <sup>+</sup>	Δ m/z (ppm)	Product ion
1	Acetaminophen <sup>1</sup>	C <sub>8</sub> H <sub>9</sub> NO <sub>2</sub>	6.73	152.0712	1.3	150, 107
2	Albendazole <sup>1</sup>	C <sub>12</sub> H <sub>13</sub> N <sub>3</sub> O <sub>2</sub> S	11.82	266.0964	-5.14	234, 191, 159
3	Atorvastatin <sup>1,*</sup>	C <sub>33</sub> H <sub>35</sub> FN <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	19.06	559.2609	-3.34	446, 440
4	Atrazine <sup>2,*</sup>	C <sub>8</sub> H <sub>14</sub> ClN <sub>5</sub>	16.08	216.1017	6.28	216, 174, 137
5	Bezafibrate <sup>1,*</sup>	C <sub>19</sub> H <sub>20</sub> ClNO <sub>4</sub>	17.06	362.1160	4.00	362, 316
6	Bis(2-ethylhexyl) phthalate <sup>3,*</sup>	C <sub>24</sub> H <sub>38</sub> O <sub>4</sub>	24.98	391.2849	-7.87	167, 149, 71
7	Caffeine <sup>4,*</sup>	C <sub>8</sub> H <sub>10</sub> N <sub>4</sub> O <sub>2</sub>	7.58	195.0883	-5.87	138, 110
8	Carbamazepine <sup>1,*</sup>	C <sub>15</sub> H <sub>12</sub> N <sub>2</sub> O	10.95	237.1029	6.19	194, 179, 165
9	Carbendazim <sup>2,*</sup>	C <sub>9</sub> H <sub>9</sub> N <sub>3</sub> O <sub>2</sub>	5.77	192.0774	8.61	160, 132
10	Ciprofloxacin <sup>1,*</sup>	C <sub>17</sub> H <sub>18</sub> FN <sub>3</sub> O <sub>3</sub>	6.78	332.1411	1.26	314, 288, 245
11	Clarithromycin <sup>1,*</sup>	C <sub>38</sub> H <sub>69</sub> NO <sub>13</sub>	10.67	748.4848	7.00	590, 158
12	Dexamethasone <sup>1</sup>	C <sub>22</sub> H <sub>29</sub> FO <sub>5</sub>	13.87	393.2078	-1.20	279, 237, 147
13	Diclofenac <sup>1</sup>	C <sub>14</sub> H <sub>11</sub> Cl <sub>2</sub> NO <sub>2</sub>	19.31	296.0246	0.83	250, 214, 180
14	Erythromycin <sup>1,*</sup>	C <sub>37</sub> H <sub>67</sub> NO <sub>13</sub>	10.50	734.4692	3.52	576, 158
15	Fenofibrate <sup>1,*</sup>	C <sub>20</sub> H <sub>21</sub> ClO <sub>4</sub>	11.26	361.1208	4.14	233, 139, 121
16	Hydroxychloroquine <sup>1</sup>	C <sub>18</sub> H <sub>26</sub> ClN <sub>3</sub> O	4.06	336.1844	-1.81	247, 158, 102
17	Ibuprofen <sup>1,*</sup>	C <sub>13</sub> H <sub>18</sub> O <sub>2</sub>	15.53	207.1386	-4.10	205, 161, 115
18	Ivermectin <sup>1,*</sup>	C <sub>48</sub> H <sub>74</sub> O <sub>14</sub>	21.86	875.5158	ND	569, 306, 158
19	Ketoprofen <sup>1,*</sup>	C <sub>16</sub> H <sub>14</sub> O <sub>3</sub>	16.62	255.1022	-1.43	209, 105
20	Naproxen <sup>1,*</sup>	C <sub>14</sub> H <sub>14</sub> O <sub>3</sub>	17.71	231.1022	-9.36	185, 170, 153
21	Ofloxacin <sup>1,*</sup>	C <sub>18</sub> H <sub>20</sub> FN <sub>3</sub> O <sub>4</sub>	6.58	362.1517	1.23	362, 344, 318, 261
22	Sulfamethoxazole <sup>1,*</sup>	C <sub>10</sub> H <sub>11</sub> N <sub>3</sub> O <sub>3</sub> S	12.08	254.0600	0.46	156, 108, 92
23	Triclosan <sup>1,*</sup>	C <sub>12</sub> H <sub>7</sub> Cl <sub>3</sub> O <sub>2</sub>	15.20	288.9591	1.96	223, 141
24	Venlafaxine <sup>1,*</sup>	C <sub>17</sub> H <sub>27</sub> NO <sub>2</sub>	7.87	278.2121	-1.09	215, 147, 121, 58

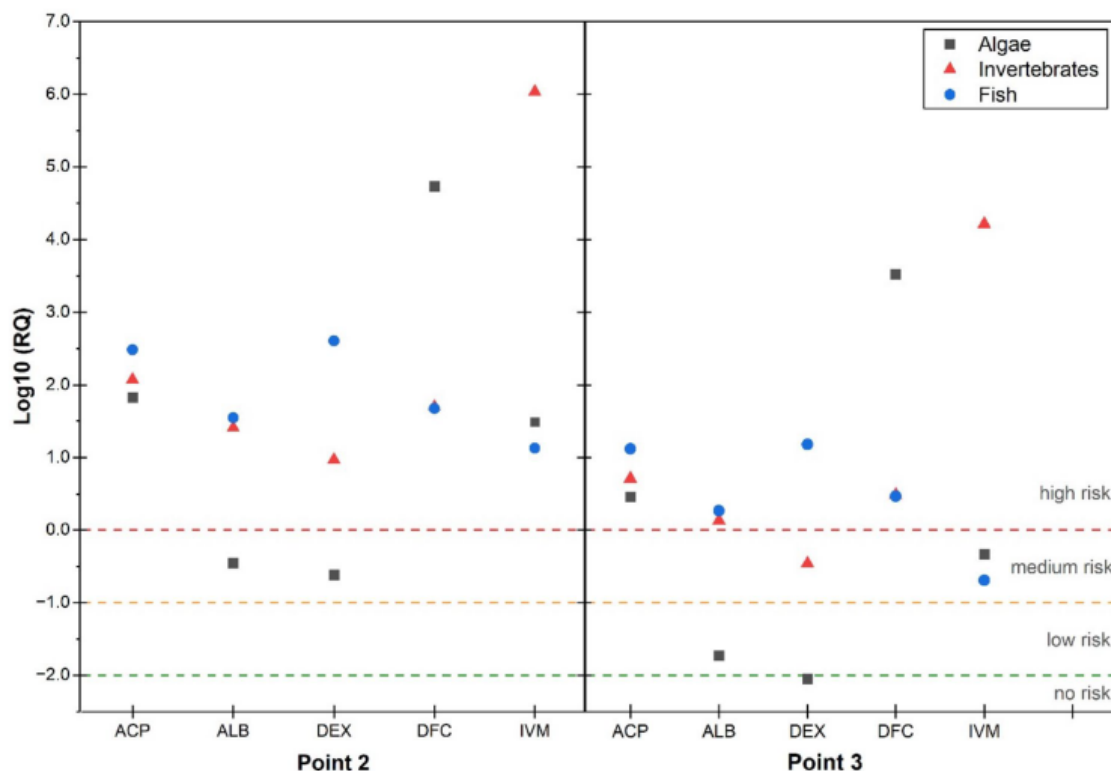
ND: Undetected, 1 Pharmaceutical Compound (PhCs), 2 Pesticides, 3 Industrial Chemical, 4 Others

our study, DXM was identified as the fourth highest-risk substance, in wastewater and surface water (RQ = 415.24 and 15.43, respectively), consistent with by (Durán-Álvarez et al., 2023), who found an RQ = 106.9–474.77 in wastewater.

The results of this study are of great relevance due to their impact on both the environment and human health. Although the detected levels are significantly lower than the EC50 and LC50 acute toxicity concentrations reported for each compound (Table 1), the potential risk certain pharmaceuticals pose to aquatic organisms, especially fish and invertebrates, is still a concern. This environmental concern is exacerbated as the waters of the Nexapa River are also used to irrigate crops such as vegetables, corn, and sugar cane.

PhCs can bioaccumulate in plants, leading to the biomagnification of their effects when consumed by animals and humans. For instance, DF has been

widely demonstrated to undergo bioconcentration, bioaccumulation, and potential biomagnification in aquatic ecosystems (Zenker et al., 2014). Furthermore, these compounds can alter nutrient cycling (Mesa et al., 2017), impacting soil health and agricultural productivity (Dai et al., 2023; Gu et al., 2021). These micropollutants can exhibit synergistic effects as mixtures, increasing ecological risks to aquatic organisms (Drzymała & Kalka, 2020; Nguyen et al., 2019). This phenomenon, known as mixture toxicity, occurs when different substances affect the same molecular mechanism in a typical target cell. Certain PhCs can act as enhancer substances, exacerbating the adverse effect of a driver substance, as observed in the combination of ACP and DF on cyclooxygenase. Therefore, specific measures need to be implemented to mitigate the potential impact of these pharmaceutical compounds on local aquatic ecosystems.



**Fig. 1** RQ values of PhCs at three different trophic levels (algae, invertebrates, and fish) at the points P2(WWTP effluent) and P3 (after WWTP)

This proactive approach involves the development of effective treatment systems for the mitigation of PhCs, along with their integration into existing local regulations. In addition, preventive and corrective maintenance and updated WWTP programs are essential. These collective efforts are crucial to ensure the long-term protection of aquatic ecosystems from the increasing presence of PhCs.

A limitation of this study is its reliance on QSAR-derived  $EC_{50}/LC_{50}$  values for the ecological risk assessment. While these models provide a valuable preliminary evaluation without experimental data, they are inherently associated with uncertainty. Factors such as the applicability domain of the QSARs, the accuracy of the input parameters, and the potential for extrapolation beyond the model's training data can influence the reliability of the predictions. Consequently, the risk estimates presented here should be interpreted as preliminary and indicative. This last suggests the need for

future studies incorporating experimental toxicity testing to validate these QSAR-based predictions and provide a more robust ecological risk assessment.

## 10 Conclusions

The evaluation of the environmental concentrations detected in the effluents of the Izucar de Matamoros WWTP allows for estimating the mass load of PhCs associated with the treatment of COVID-19 in the Nexapa River. The RQ values presented in this study should be interpreted cautiously and recalculated when experimental  $EC_{50}$  and  $LC_{50}$  values become available to achieve a more accurate estimate. Our results emphasize the urgent need to implement wastewater treatment technologies that allow for the efficient removal of these compounds and regulatory measures and monitoring strategies for these

compounds to mitigate the ecological risks and public health problems associated with PhCS pollution. The European Union model could be adopted based on a watch list of pollutants that must be analyzed to ultimately have a list of priority substances to control and identify the sources of emissions. Priority pollutants must be included in the official Mexican standard. However, it is essential to recognize that the results of this study are limited to the specific conditions under which the samples were collected, which may not fully reflect the temporal and spatial variability of PhCs concentrations in the Nexapa River. Uncontrolled environmental and operational factors could influence the results, such as variations in wastewater flow, interactions with other contaminants, or adsorption and desorption processes in sludge. These limitations should be considered when interpreting the data and assessing the potential risk to aquatic ecosystems. Therefore, it is recommended that future studies expand the sampling scope and consider these variables to provide a more complete and accurate assessment of the environmental impact of the analyzed pharmaceuticals. In addition, due to the reliance on QSAR-derived toxicity data, the conclusions presented here should be viewed as preliminary. Future studies should also prioritize experimental validation of the predicted toxicity to refine the risk assessment and reduce uncertainty. Finally, interdisciplinary collaboration and innovative technological approaches will be essential to effectively address this complex environmental challenge and ensure the long-term sustainability of aquatic ecosystems.

**Acknowledgements** J.L.G-Z. expresses his gratitude to CONAHCYT for scholarship 769944.

**Author's Contributions** J.L.G-Z, experimental work, data analysis and draft writing; M.T.M, data analysis, writing supervision; E.G.D, experimental set-up, data analysis and discussion, writing; E.T, supervision of experimental work, work conception, and final writing.

**Data Availability** The data that supports the findings of this study are available as supplementary material and from the corresponding author, Eduardo Torres, upon reasonable request.

**Declarations**

**Competing interest** The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have influenced the work reported in this paper.

**Open Access** This article is licensed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License, which permits use, sharing, adaptation, distribution and reproduction in any medium or format, as long as you give appropriate credit to the original author(s) and the source, provide a link to the Creative Commons licence, and indicate if changes were made. The images or other third party material in this article are included in the article's Creative Commons licence, unless indicated otherwise in a credit line to the material. If material is not included in the article's Creative Commons licence and your intended use is not permitted by statutory regulation or exceeds the permitted use, you will need to obtain permission directly from the copyright holder. To view a copy of this licence, visit <http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>.

## References

- Abejón, R., Belleville, M. P., & Sanchez-Marcano, J. (2015). Design, economic evaluation and optimization of enzymatic membrane reactors for antibiotics degradation in wastewaters. *Separation and Purification Technology*, 156, 183–199. <https://doi.org/10.1016/J.SEPPUR.2015.09.072>
- Carlsson, G., Patring, J., Kreuger, J., Norrgren, L., & Oskarsson, A. (2013). Toxicity of 15 veterinary pharmaceuticals in zebrafish (*Danio rerio*) embryos. *Aquatic Toxicology*, 126, 30–41. <https://doi.org/10.1016/J.AQUATOX.2012.10.008>
- Chang, H., Hu, J., & Shao, B. (2007). Occurrence of natural and synthetic glucocorticoids in sewage treatment plants and receiving river waters. *Environmental Science and Technology*, 41(10), 3462–3468. <https://doi.org/10.1021/es062746o>
- Charuaud, L., Jardé, E., Jaffrézic, A., Liotaud, M., Goyat, Q., Mercier, F., & Le Bot, B. (2019). Veterinary pharmaceutical residues in water resources and tap water in an intensive husbandry area in France. *Science of the Total Environment*, 664, 605–615. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.303>
- Coordinación general del servicio meteorológico nacional. (2024). *Base de datos climatológica*.
- Dai, H., Wang, C., Yu, W., & Han, J. (2023). Tracing COVID-19 drugs in the environment: Are we focusing on the right environmental compartment? *Environmental Pollution*, 339, 122732. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2023.122732>
- Dzrymała, J., & Kalka, J. (2020). Ecotoxic interactions between pharmaceuticals in mixtures: Diclofenac and sulfamethoxazole. *Chemosphere*, 259, 127407. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2020.127407>
- Du, J., Mei, C. F., Ying, G. G., & Xu, M. Y. (2016). Toxicity Thresholds for Diclofenac, Acetaminophen and Ibuprofen in the Water Flea *Daphnia magna*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 97(1), 84–90. <https://doi.org/10.1007/s00128-016-1806-7>
- Dueñas-Moreno, J., Vázquez-Tapia, I., Mora, A., Cervantes-Avilés, P., Mählknecht, J., Capparelli, M. V., Kumar, M., & Wang, C. (2024). Occurrence, ecological and health risk assessment of phthalates in a polluted urban river used for agricultural land irrigation in central Mexico.

- Environmental Research*, 240, 117454. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.117454>
- Durán-Álvarez, J. C., Prado, B., Zanella, R., Rodríguez, M., & Díaz, S. (2023). Wastewater surveillance of pharmaceuticals during the COVID-19 pandemic in Mexico City and the Mezquital Valley: A comprehensive environmental risk assessment. *Science of the Total Environment*, 900, 165886. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165886>
- EPA, U. (2024). *Ecological Structure Activity Relationships (ECOSAR) Predictive Model*. <https://www.epa.gov/tsca-screening-tools/ecological-structure-activity-relationships-ecosar-predictive-model>
- Escher, B. I., Berger, C., Bramaz, N., Kwon, J.-H., Richter, M., Tsinman, O., & Avdeef, A. (2008). Membrane-water partitioning, membrane permeability, and baseline toxicity of the parasiticides ivermectin, albendazole, and morantel. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 27(4), 909–918. <https://doi.org/10.1897/07-427.1>
- European Commission. (2003). *Technical Guidance Document in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for existing substances, Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market, Part II*.
- Fazolo, A., Batista, L. F. A., Nonaka, F. M., Sanson, A. L., Alves, M. C. P., Afonso, R. J. de C. F., & Aquino, S. F. de. (2021). Assessment of Conventional Full-Scale Treatment for the Removal of Endocrine Disruptors and Pharmaceuticals Present in the Tibagi River (Paraná State, Brazil). *Frontiers in Environmental Science*, 9(September), 1–12. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.715772>
- Félix-Cañedo, T. E., Durán-Álvarez, J. C., & Jiménez-Cisneros, B. (2013). The occurrence and distribution of a group of organic micropollutants in Mexico City's water sources. In *Science of the Total Environment* (Vols. 454–455, pp. 109–118). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.02.088>
- Garoché, C., Boulahtouf, A., Grimaldi, M., Chiavarina, B., Toporova, L., den Broeder, M. J., Legler, J., Bourguet, W., & Balaguer, P. (2021). Interspecies Differences in Activation of Peroxisome Proliferator-Activated Receptor  $\gamma$  by Pharmaceutical and Environmental Chemicals. *Environmental Science and Technology*, 55(24), 16489–16501. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c04318>
- Grandclément, C., Seysieqcq, I., Piram, A., Wong-Wah-Chung, P., Vanot, G., Tiliacos, N., Roche, N., & Doumenq, P. (2017). From the conventional biological wastewater treatment to hybrid processes, the evaluation of organic micropollutant removal: A review. *Water Research*, 111, 297–317. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.01.005>
- Gu, B., Chen, D., Yang, Y., Vitousek, P., & Zhu, Y.-G. (2021). Soil-Food-Environment-Health Nexus for Sustainable Development. *Research*, 2021. <https://doi.org/10.34133/2021/9804807>
- Kolecka, K., Gajewska, M., & Caban, M. (2022). From the pills to environment – Prediction and tracking of non-steroidal anti-inflammatory drug concentrations in wastewater. *Science of the Total Environment*, 825, 153611. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153611>
- Kumar Mehata, A., Lakshmi Suseela, M. N., Gokul, P., Kumar Malik, A., Kasi Viswanadh, M., Singh, C., Selvin, J., & Muthu, M. S. (2022). Fast and highly efficient liquid chromatographic methods for qualification and quantification of antibiotic residues from environmental waste. *Microchemical Journal*, 179, 107573. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2022.107573>
- Kumari, M., & Kumar, A. (2022). Environmental and human health risk assessment of mixture of Covid-19 treating pharmaceutical drugs in environmental waters. *Science of the Total Environment*, 812, 152485. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152485>
- Kusk, K. O., Christensen, A. M., & Nyholm, N. (2018). Algal growth inhibition test results of 425 organic chemical substances. *Chemosphere*, 204, 405–412. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.04.047>
- Li, Y., Lan, J., & Wong, G. (2023). Advances in treatment strategies for COVID-19: Insights from other coronavirus diseases and prospects. *Biosafety and Health*, 5(5), 272–279. <https://doi.org/10.1016/j.bsheal.2023.08.003>
- Luis López-Miranda, J., Molina, G. A., Esparza, R., Alexis González-Reyna, M., Silva, R., & Estévez, M. (2022). Ecofriendly and sustainable Sargassum spp.-based system for the removal of highly used drugs during the COVID-19 pandemic. *Arabian Journal of Chemistry*, 15(10), 104169. <https://doi.org/10.1016/j.arabj.2022.104169>
- Marques, R. Z., Kochi, L. Y., Guzman-Tordecilla, M., Malage, L., Juneau, P., & Gomes, M. P. (2023). COVID-19 pharmaceuticals in aquatic matrices: The threatening effects over cyanobacteria and microalgae. *Science of the Total Environment*, 892, 164309. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164309>
- Martinez-Guerra, B. A., Gonzalez-Lara, M. F., Roman-Montes, C. M., Tamez-Torres, K. M., Dardón-Fierro, F. E., Rajne-Lopez, S., Medrano-Borromeo, C., Martínez-Valenzuela, A., Ortiz-Brizuela, E., Sifuentes-Osornio, J., & Ponce-de-Leon, A. (2022). Outcomes of patients with severe and critical COVID-19 treated with dexamethasone: A prospective cohort study. *Emerging Microbes and Infections*, 11(1), 50–59. <https://doi.org/10.1080/22221751.2021.2011619>
- Mesa, L. M., Lindt, I., Negro, L., Gutierrez, M. F., Mayora, G., Montalto, L., Ballent, M., & Lifschitz, A. (2017). Aquatic toxicity of ivermectin in cattle dung assessed using microcosms. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 144, 422–429. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.06.016>
- Mhuka, V., Dube, S., & Nindi, M. M. (2020). Occurrence of pharmaceutical and personal care products (PPCPs) in wastewater and receiving waters in South Africa using LC-Orbitrap™ MS. *Emerging Contaminants*, 6, 250–258. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2020.07.002>
- Nguyen, P. M., Afzal, M., Ullah, I., Shahid, N., Baqar, M., & Arslan, M. (2019). Removal of pharmaceuticals and personal care products using constructed wetlands: Effective plant-bacteria synergism may enhance degradation efficiency. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(21), 21109–21126. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05320-w>
- Noreen, S., Maqbool, I., & Madni, A. (2021). Dexamethasone: Therapeutic potential, risks, and future projection during COVID-19 pandemic. *European Journal of Pharmacology*, 894, 173854. <https://doi.org/10.1016/j.ejphar.2021.173854>
- Raysyan, A., Moerer, R., Coesfeld, B., Eremin, S. A., & Schneider, R. J. (2021). Fluorescence polarization immunoassay

- for the determination of diclofenac in wastewater. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 413(4), 999–1007. <https://doi.org/10.1007/s00216-020-03058-w>
- Rehman, M. U., Nisar, B., Mohd Yattoo, A., Sehar, N., Tomar, R., Tariq, L., Ali, S., Ali, A., Mudasar Rashid, S., Bilal Ahmad, S., & Aldossari, R. M. (2024). After effects of Pharmaceuticals and Personal Care Products (PPCPs) on the biosphere and their counteractive ways. *Separation and Purification Technology*, 342, 126921. <https://doi.org/10.1016/J.SEPPUR.2024.126921>
- Riva, F., Zuccato, E., Davoli, E., Fattore, E., & Castiglioni, S. (2019). Risk assessment of a mixture of emerging contaminants in surface water in a highly urbanized area in Italy. *Journal of Hazardous Materials*, 361, 103–110. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2018.07.099>
- Ronderos-Lara, J. G., Saldarriaga-Noreña, H., Reyes-Romero, P. G., Chávez-Almazán, L. A., Vergara-Sánchez, J., & Torres-Segundo, Mario Alfonso Murillo-Tovar, C. (2021). Emerging Compounds in Mexico: Challenges for Their Identification and Elimination in Wastewater. In C. A. Buckner, R. M. Lafrenie, J. A. Dénonmée, J. M. Caswell, D. A. Want, G. G. Gan, Y. C. Leong, P. C. Bee, E. Chin, A. K. H. Teh, S. Picco, L. Villegas, F. Tonelli, M. Merlo, J. Rigau, D. Diaz, M. Masuelli, S. Korrapati, P. Kurra, ... R. H. J. Mathijssen (Eds.), *Emerging Contaminants*. IntechOpen.
- Sánchez-Bayo, F., Baskaran, S., & Kennedy, I. R. (2002). Ecological relative risk (EcoRR): another approach for risk assessment of pesticides in agriculture. In *Ecosystems and Environment* (Vol. 91).
- Schulze, T., Weiss, S., Schymanski, E., von der Ohe, P. C., Schmitt-Jansen, M., Altenburger, R., Streck, G., & Brack, W. (2010). Identification of a phytotoxic photo-transformation product of diclofenac using effect-directed analysis. *Environmental Pollution*, 158(5), 1461–1466. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2009.12.032>
- Shaker Ardakani, E., Gilani Larimi, N., Oveysi Nejad, M., Madani Hosseini, M., & Zargoush, M. (2023). A resilient, robust transformation of healthcare systems to cope with COVID-19 through alternative resources. *Omega*, 114, 102750. <https://doi.org/10.1016/J.OMEGA.2022.102750>
- Sun, L., Xu, W., He, J., & Yin, Z. (2010). In vivo alternative assessment of the chemicals that interfere with anterior pituitary POMC expression and interrenal steroidogenesis in POMC:EGFP transgenic zebrafish. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 248(3), 217–225. <https://doi.org/10.1016/J.TAAP.2010.08.015>
- Thilagam, H., spsampsps Gopalakrishnan, S. (2022). Environmental Deterioration Due to Existing and Emerging Persistent Organic Pollutants: An Overview. In M. Vasanthy, V. Sivasankar, spsampsps T. G. Sunitha (Eds.), *Organic Pollutants. Emerging Contaminants and Associated Treatment Technologies* (pp. 59–89). Springer International Publishing. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-72441-2\\_3](https://doi.org/10.1007/978-3-030-72441-2_3)
- Vázquez-Tapia, I., Salazar-Martínez, T., Acosta-Castro, M., Meléndez-Castolo, K. A., Mählkecht, J., Cervantes-Avilés, P., Capparelli, M. V., & Mora, A. (2022). Occurrence of emerging organic contaminants and endocrine disruptors in different water compartments in Mexico – A review. *Chemosphere*, 308, 136285. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2022.136285>
- Yang, Y., Zhang, X., Jiang, J., Han, J., Li, W., Li, X., Yee Leung, K. M., Snyder, S. A., & Alvarez, P. J. J. (2022). Which Micropollutants in Water Environments Deserve More Attention Globally? *Environmental Science & Technology*, 56(1), 13–29. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c04250>
- Zenker, A., Cicero, M. R., Prestinaci, F., Bottoni, P., & Carere, M. (2014). Bioaccumulation and biomagnification potential of pharmaceuticals with a focus to the aquatic environment. *Journal of Environmental Management*, 133, 378–387. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.12.017>

**Publisher's Note** Springer Nature remains neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.