

Impluvium

Publicación digital de la Red del Agua UNAM
Número 33, Octubre - Diciembre 2025



CONTAMINACIÓN DE CUERPOS DE AGUA POR FUENTES DIFUSAS

PRESENTACIÓN

Contaminación de cuerpos de agua por fuentes difusas



El agua, y más aún el agua de buena calidad, se ha tornado en un recurso cada vez más escaso y valioso. Para hacer frente a esta situación, resulta fundamental considerar tanto la cantidad como la calidad del agua, lo que se relaciona directamente con las fuentes potenciales de contaminación en el territorio. El incremento de la población y la velocidad a la que realizamos diversas actividades productivas han propiciado un incremento de estas fuentes de contaminación, que pueden ser puntuales y difusas (no puntuales).

Las fuentes puntuales son fácilmente reconocibles, pues corresponden a las descargas de tuberías

de zonas urbanas, industrias y plantas de tratamiento de aguas residuales, por mencionar algunas. En contraste, las fuentes de contaminación difusa que alteran los cuerpos de agua representan un gran problema, pues su presencia e identificación no es evidente, ya que pueden provenir de diferentes orígenes; no de un solo punto. De manera silenciosa, estas fuentes contaminantes aportan compuestos que de manera individual o conjunta y aditiva tienen efectos tanto en la salud ambiental como humana, además de ser capaces de persistir en el ambiente, por lo que representan serios riesgos y peligros en el mediano y largo plazo.

Los aportes no regulados a cuerpos de agua en zonas urbanas y rurales representan fuentes difusas o no visibles de contaminación que introducen al ambiente una gran diversidad de elementos, sustancias u organismos. El transporte o la deposición de estos elementos, ajenos al sistema, depende de la magnitud de cada aporte, pero otros factores también influyen en la dispersión, como el tipo de formación geológica, el suelo y la cantidad de materia orgánica que contenga, así como la frecuencia y magnitud de las precipitaciones en la zona.

En actividades agrícolas y pecuarias, las descargas no puntuales se caracterizan por la presencia de agroquímicos, como fertilizantes, con sus distintas formas de nitrógeno (N) y fósforo (P), plaguicidas (insecticidas, herbicidas, etc.) y desechos animales que pueden ser arrastrados o transportados por agua de lluvia. Los agroquímicos en cuerpos de agua superficiales pueden detonar procesos de eutrofización y florecimientos algales con potencial tóxico, así como generar afectaciones a los sistemas de agua subterránea por infiltración y/o percolación. Adicionalmente, en zonas donde se

registran desmontes de la vegetación natural, como bosques y selvas, la remoción de cobertura forestal o el sobrepastoreo propician procesos de erosión y sedimentación que incrementan la cantidad de sólidos en los cuerpos de agua superficiales y el posible aporte de elementos ajenos a los sistemas acuáticos.

En áreas urbanas, la deposición atmosférica de emisiones urbano-industriales, que incluye el uso extendido de vehículos, y la escorrentía en superficies impermeables (calles, avenidas y estacionamientos) forman mezclas complejas de hidrocarburos, combustibles, metales pesados, grasas y aceites, que tienen como destino los sistemas de alcantarillado y drenaje. El transporte de este tipo de residuos líquidos sin previo tratamiento a través de canales revestidos y no revestidos de drenaje, así como la existencia de fosas sépticas o tuberías fracturadas, representan fuentes potenciales de contaminación microbiológica (virus, bacterias, protozoarios parásitos) y química de aguas superficiales y subterráneas. Además, recientemente se ha observado que los revestimientos de canales de riego y drenaje, los tanques de almacenamiento en

zonas mineras y las plantas de tratamiento de aguas residuales actúan como generadoras de microplásticos que también son dispersados en el ambiente.

En los casos mencionados, la dinámica de contaminación implica los procesos de depositación de substancias, lavado, activación y transporte. En este sentido, la lluvia juega un papel fundamental en la movilización de complejas mezclas de residuos líquidos a los sistemas acuáticos superficiales,

como arroyos, ríos, lagos y presas, que son medios por los cuales el agua eventualmente llega a sistemas de agua subterránea, a zonas costeras y al mar. Los sistemas acuáticos, de enorme importancia dada su alta diversidad y productividad biológica, pueden verse impactados de diversas maneras, y es fundamental considerar que de su buen funcionamiento dependen los servicios ecosistémicos de corte hídrico, de los cuales, a su vez, depende nuestro bienestar.

En este número de *Impluvium*, dedicado al entendimiento de la contaminación difusa, se presenta un valioso conjunto de investigaciones desde diferentes perspectivas científicas y tecnológicas:

diagnósticos, problemáticas, riesgos ambientales y aspectos sociales relacionados con la contaminación difusa y la acuacultura; estudios sobre eutrofización y la presencia de metales, microplásticos y geotextiles en agua; el uso de sensores electroquímicos y de otras metodologías experimentales para la remoción y degradación de contaminantes; así como el uso del concepto de huella hídrica y la aplicación de procesos de gestión comunitaria y economía circular en áreas urbanas y rurales de la República Mexicana. Las diversas contribuciones se orientan de manera propositiva con el fin de transitar a un mejor manejo del agua, que considere cómo evaluar, diagnosticar, tratar y modificar la contaminación del agua por fuentes difusas con el fin de aportar soluciones a esta silenciosa y persistente problemática ambiental.

Desde la Red del Agua UNAM, reiteramos nuestro compromiso con la generación y difusión de conocimiento útil para la toma de decisiones. En un momento en el que la evidencia científica resulta vital para transitar hacia un futuro sostenible en cuanto al uso y manejo del agua, *Impluvium* busca

ser un espacio de encuentro entre investigadores, estudiantes, gestores públicos y la ciudadanía interesada. Esperamos que este número coadyuve a comprender mejor los vínculos entre las fuentes difusas de contaminación, la calidad del agua y las soluciones que deberían implementarse, así como las políticas públicas necesarias para transitar hacia la sostenibilidad de este bien común, fundamental para nuestra supervivencia.

MARISA MAZARI HIRIART

COORDINADORA DEL SEMINARIO UNIVERSITARIO DE SOCIEDAD,

MEDIO AMBIENTE E INSTITUCIONES.

INVESTIGADORA DEL LABORATORIO DE CIENCIAS DE LA SOSTENIBILIDAD.

INSTITUTO DE ECOLOGÍA, UNAM.



Impluvium es una publicación de la Red del Agua UNAM;
puede ser reproducida con fines no lucrativos,
siempre y cuando no se mutille, se cite
la fuente completa y su dirección electrónica.
Los artículos compartidos son responsabilidad exclusiva
de los autores y no reflejan necesariamente la opinión
de la Red del Agua UNAM o de sus miembros.

Comité editorial:

Dr. Fernando J. González Villarreal
Coordinador Técnico Red del Agua UNAM

M. en C. Jorge Alberto Arriaga Medina
Coordinador Ejecutivo de la Red del Agua UNAM

Editora invitada:

Dra. Marisa Mazari Hirart
Coordinadora del Seminario Universitario de Sociedad,
Medio Ambiente e Instituciones.
Investigadora del Laboratorio de Ciencias de la Sostenibilidad.
Instituto de Ecología, UNAM.

Coordinación editorial y diseño:
Lic. Joel Santamaría García

Asistente de diseño
Lic. Marie Claire Mendoza Muciño

Publicación digital de la Red del Agua UNAM.
Número 33, Contaminación de cuerpos de agua
por fuentes difusas.
Octubre - Diciembre 2025

www.agua.unam.mx/impluvium.html

Impluvium es la publicación digital de divulgación de la Red del Agua UNAM, Año 13, No.33, Octubre - Diciembre 2025. Es una publicación trimestral editada por la Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, Delegación Coyoacán, C.P. 04510, Ciudad de México, a través de la Red del Agua de la UNAM, Circuito Escolar, Ciudad Universitaria, Instituto de Ingeniería, edificio 5, Col. Copilco, Del. Coyoacán, C.P. 04510, Ciudad de México, Tel. (55) 56233600 ext.8745, <http://www.agua.unam.mx/impluvium.html>, jarriagam@iingen.unam.mx. Editor responsable: M. en C. Jorge Alberto Arriaga Medina. Reserva de Derechos al uso Exclusivo: en trámite., ISSN: en trámite, ambos otorgados por el Instituto Nacional del Derecho de Autor. Responsable de la última actualización de este número, Red del Agua UNAM, M. en C. Jorge Alberto Arriaga Medina, Circuito Escolar, Ciudad Universitaria, Instituto de Ingeniería, edificio 5, Col. Copilco, Del. Coyoacán, C.P. 04510, Ciudad de México fecha de la última modificación, Enero 2026.

CONTENIDO

PRESENTACIÓN 2

Marisa Mazari Hiriart



ARTÍCULOS

La contaminación difusa del agua: Un desafío complejo para la gestión de recursos hídricos en México 12

Hilda Elizabeth Reynel-Ávila, Ma. del Rosario Moreno-Virgen,
Didilia Ileana Mendoza-Castillo, Adrián Bonilla-Petriciolet.

Contaminación de aguas por fuentes deslocalizadas: Retos, impactos y limitaciones tecnológicas. 20

Michel Manduca Artiles, Zenaida Carolina Leyva Inzunza.

Eutrofización y cambio climático en sistemas acuáticos continentales: presiones emergentes y desafíos para la gestión futura. 28

Michael Anaí Figueroa-Sánchez, Marco Antonio Jiménez-Santos.

La contaminación difusa agrícola y los límites ecológicos de dilución: Propuesta de la huella Hídrica Negra 36

Lenin Ejecatl Medina-Orozco, David Ariel Barrales Martínez.

**Cuencas urbanas y Justicia Ambiental:
¿Quién paga la contaminación difusa? 42**

Jonathan Abraham Quintero García.

**Impacto económico y social de la
contaminación difusa en comunidades
rurales y urbanas de Aguascalientes:
retos para la gestión sostenible del agua. . . 49**

Eduardo Enrique Merodio Morales,
Hilda Elizabeth Reynel Ávila, Didilia Ileana Mendoza Castillo.

**Impacto de las prácticas agrícolas en
la contaminación por nutrientes, plaguicidas
y sedimentos: estudio y diagnóstico
para las aguas de Culiacán
y el estado de Sinaloa.. 58**

Sofia Fernanda Zavala Meza, Carolina Leyva.

**Contaminación difusa: un reto para
la gestión comunitaria del agua
en Villa Guerrero, Estado de México 66**

Octavio Gutiérrez Domínguez, Carlos Galdino Martínez García

**Organización rural comunitaria frente
a la eutrofización de la presa Allende
y al abandono institucional
como fuente difusa. 74**

Gabriela Morales Aguilar.

**Calidad del agua y riesgos ambientales
en la presa El Derramadero, Polotitlán,
Estado de México 81**

Iris Margarita Pérez Palacios, Yuri Reyesa, Sergio López Gasca.

**Micropolásticos en el lago Alchichica;
contaminación difusa por deposición
atmosférica en una cuenca endorreica 88**

Mayra Carolina Reyes-Santillán, Sebastián Gómez-Gómez,
Rocío Fernández, Javier Alcocer Durand,
Luis Alberto Oseguera-Perez, Ismael Fabian Soria Reynoso.

**Deposición atmosférica de contaminantes
emergentes: micropolásticos y PFAS
en ecosistemas acuáticos 95**

Susana Gómez González, Carolina Leyva.

**Evaluación de la contaminación fecal
en manantiales de la región capital
del Estado de Veracruz 103**

Carlos Manuel Lezama-Alcocer,
Itzel Yolotzin Hernández-Portilla, Eduardo Aranda-Delgado.

**Contaminación y riesgos en la
cosecha de lluvia:
los aljibes en Calakmul 111**

Yessica Areli García Calderón, Grecia Fabiola Casanova Madera,
Birgit Schmook.

**Acidificación de cuerpos de aguas
superficiales asociadas a fuentes
difusas de contaminación 119**

Irving Fernando García-Fernández, Isabel Araceli Amaro-Espejo,
Paula Zúñiga-Ruiz, Fabiola Lango-Reynoso,
Rocío De Guadalupe Bernal-Ramírez.

**Calidad del agua subterránea en Sinaloa:
integración de análisis geoespacial
y socioambiental. 125**

Omar A. Mendoza-Aguilar, Xiomara V. Moreno-Nuñez,
Yaneth A. Bustos-Terrones, Juan G. Loaiza,
Jesús Estrada-Manjarrez.

Riesgo de contaminación en cuerpos de agua acoplados a un sistema de recarga meteórica y aporte difuso subterráneo en una plataforma calcárea. . . 134

Israel Medina-Gómez

Contaminación desde el interior del suelo: el caso de los geotextiles 140

Manuel Carrillo Cárdenas y Paloma Hernández Lara.

Optimización de un Método Analítico para la determinación de Nitrato en lixiviados de sargazo. 147

Evet Gisselle Magaña, Alejandra Guadalupe Villegas Pañeda, René de Jesús Galán Caamal.

Sensores electroquímicos: una alternativa sostenible para el monitoreo de la contaminación difusa. 155

Gerardo Montero, Carolina Leyva.

Enrejados metal-orgánicos para la detección de contaminantes difusos, enfocados en glifosato 162

Juan L. Obeso, Catalina V. Flores, Carolina Leyva.

La economía circular centrada en la síntesis de estructuras metal-orgánicas y en su aplicación para la remediación de contaminantes difusos 169

Gabriela Sánchez-Rodríguez, Roxana Paz, Carolina Leyva.

**Remoción y degradación de
contaminantes emergentes en agua:
metodologías experimentales para
abordar algunos aspectos de la
contaminación difusa 176**

Ricardo Z. Álvarez Pulido, Itzia D. Rosas Torres,
Ricardo Arévalo Hernández, Adriana L. Meléndez López,
Alicia Negrón Mendoza, Jorge A. Cruz Castañeda.

**Contaminación difusa en la acuacultura
y tecnologías para la sustentabilidad 184**

Itzel Vera González, Erick Arturo Betanzo Torres,
David Celdrán Sabater y David Reyes González.



LA CONTAMINACIÓN DIFUSA DEL AGUA: UN DESAFÍO COMPLEJO PARA LA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS EN MÉXICO

HILDA ELIZABETH REYNEL-ÁVILA,
MA. DEL ROSARIO MORENO-VIRGEN,
DIDILIA ILEANA MENDOZA-CASTILLO,
ADRIÁN BONILLA-PETRICOLET.

TECNOLÓGICO NACIONAL DE MÉXICO – INSTITUTO TECNOLÓGICO DE AGUASCALIENTES



Resumen: La calidad del agua se ha deteriorado principalmente por las fuentes difusas, provenientes de múltiples actividades y con diversos contaminantes, representando un desafío global debido a su difícil detección y a la poca regulación ambiental. En esta contribución se analiza brevemente el contexto e impacto de este tipo de contaminación del agua en México.

Introducción

La calidad del agua se establece por el conjunto de características físicas, químicas, biológicas y microbiológicas mediante las cuales se determina

si es adecuada para un uso específico (Rose et al., 2025). En las últimas décadas, la calidad del agua se ha deteriorado debido a diversos tipos y fuentes de contaminación, entre ellas, la contaminación por fuentes difusas o no puntuales. La contaminación difusa, también llamada contaminación no puntual, se refiere a la entrada de contaminantes al agua desde múltiples fuentes dispersas y no identificables individualmente (Xue et al., 2025). Su detección es compleja porque ocurre a lo largo del paisaje y no desde un punto específico (véase Figura 1). Este tipo de fuente de contaminación representa una de las principales causas del deterioro ambiental del

Figura 1. Contaminación difusa.



agua y se caracteriza por su intermitencia y variabilidad significativa en la carga (es decir, contenido) de contaminantes. Los procesos de transporte asociados a las fuentes difusas son complejos y están directamente relacionados con las actividades antropogénicas. Este contexto ha provocado daños ambientales significativos como eutrofificación del agua, crecimiento bacteriano en fuentes de abaste-

cimiento de agua potable y daños irreversibles a la biodiversidad (Yan et al., 2025). Por ejemplo, algunos fertilizantes y pesticidas pueden ser arrastrados por la lluvia, mientras que aceites y metales pesados son generados por diferentes fuentes antropogénicas y pueden alcanzar algún cuerpo de agua. Estos casos son algunos ejemplos de la contaminación del agua debido a fuentes difusas, la cual es difícil de medir, controlar y, sobre todo, eliminar.

La contaminación del agua debida a fuentes difusas constituye un desafío global, debido a que está vinculada a actividades agrícolas y urbanas que son difíciles de modificar en un corto plazo. Sin embargo, su mitigación es posible mediante estrategias como la intercepción de sedimentos y escorrentía, las cuales han demostrado disminuir la carga de contaminantes en cuerpos de agua (Ou et al., 2021). Además de la variabilidad e intermitencia de los niveles de contaminantes presentes en el agua por fuentes difusas, es importante mencionar que no existe una legislación clara ni mecanismos que regulen su control en México, lo que limita los avances en el mantenimiento y mejora de la calidad del agua.

Perspectivas de la contaminación difusa y su impacto ambiental en México

La contaminación del agua originada por fuentes puntuales y difusas representa un grave problema que afecta al menos a la mitad de la población mundial y que ha generado diversas consecuencias ambientales y sociales (Xue et al., 2025). Actualmente, las fuentes puntuales de contaminación (por ejemplo, una tubería o una industria) están en gran medida bajo control, ya que son relativamente fáciles de identificar, cuantificar y gestionar mediante políticas, mientras que resulta más difícil controlar a las fuentes difusas (Sui et al., 2025; Xue et al., 2025).

Los contaminantes de origen difuso provienen de una amplia variedad de actividades asociadas al uso del suelo en entornos urbanos y rurales. Entre las principales fuentes se encuentran la agricultura intensiva y el uso de agroquímicos para la protección de cultivos y animales domésticos, la ganadería, la escorrentía pluvial urbana, así como la lixiviación proveniente de residuos mineros e industriales. También, las descargas domésticas sin tratamiento, la disolución natural de ciertos

materiales geológicos y los procesos de erosión de suelos y sedimentos contribuyen a este tipo de contaminación. Los contaminantes generados por estas fuentes llegan de manera indirecta a ríos, lagos y arroyos a través del flujo subsuperficial, la deposición atmosférica o la infiltración que transporta sustancias hacia acuíferos y cuerpos de agua subterráneos (Dragun et al., 2025; Sui et al., 2025; Xue et al., 2025). Su impacto suele ser más visible durante los períodos de lluvia y riego, y más severo durante los períodos de tormenta (Hu et al., 2025).

Algunos estudios han demostrado que entre el 30 y 50% de los cuerpos de agua del mundo sufren diversos grados de contaminación no puntual, y que la contaminación difusa contribuye en más del 80% a dicha contaminación con impactos negativos en la salud de los ecosistemas (Xue et al., 2025). Las fuentes difusas pueden afectar la calidad de los cuerpos de agua a través de la incorporación de contaminantes como nitrógeno, fósforo, plaguicidas, productos farmacéuticos, metales, microplásticos, aceites, microorganismos, entre otros que pueden terminar en arroyos, ríos, lagos y aguas

subterráneas (Dragun et al., 2025). En consecuencia, la contaminación difusa puede causar daños a los ecosistemas acuáticos, incluyendo la pérdida de biodiversidad (véase Figura 2).

La Organización Mundial de la Salud (WHO, 2022) ha analizado algunos de los riesgos a la salud humana ocasionados por los contaminantes asociados a fuentes difusas. Por ejemplo, los nitratos/nitritos encontrados en fertilizantes son considerados de gran preocupación y pueden ocasionar desde afectaciones gastrointestinales y de tiroides hasta metahemoglobinemia en niños. Los pesticidas se relacionan con alteraciones endocrinas y neurotoxicidad; mientras que metales tóxicos como el plomo, cadmio y cromo pueden afectar el desarrollo neurológico y la función renal incluso a bajas concentraciones y ocasionar diversos tipos de cáncer (WHO, 2022; Sui et al., 2025). Los microplásticos, aparte de acarrear otros contaminantes como los metales pesados y microorganismos patógenos, ocasionan cardiotoxicidad, déficit de la memoria y disfunción mitocondrial (Bexeitova et al., 2024).

La Organización Mundial de la Salud (WHO, 2022) ha advertido que estas sustancias actúan de manera sinérgica, amplificando su toxicidad y complicando su vigilancia en sistemas de abastecimiento. Por lo tanto, se recomienda la identificación de los contaminantes (mediante el monitoreo de suelos, sedimentos y aguas en las áreas afectadas) y la caracterización de sus fuentes, vías de contaminación, cronología y la sensibilidad del medio receptor, como un paso inicial en la gestión de

Figura 2. Impactos de la contaminación difusa.



la contaminación difusa (véase Figura 2). Por ejemplo, la cuenca del río Atoyac en México enfrenta una importante presión antropogénica debido a la descarga de aguas residuales urbanas e industriales, escorrentías agrícolas, desechos urbanos y la deposición de ceniza del volcán activo Popocatépetl (Dueñas-Moreno et al., 2024). Los altos niveles de contaminación, indicados por altas concentraciones de demanda biológica de oxígeno, demanda química de oxígeno, microplásticos, contaminantes orgánicos emergentes, ftalatos y metales pesados, lo han llevado a ser catalogado como uno de los ríos más contaminados de México. Este contexto es motivo de gran preocupación porque la cuenca del río Atoyac alberga 5 especies de mamíferos, 4 anfibios, 4 reptiles, 60 especies de aves y una gran variedad de insectos. Por otra parte, la zona geotérmica de Acoculco en Puebla se caracteriza por suelos volcánicos de baja permeabilidad y aguas termales someras (García-Zárate et al., 2025). El sitio experimenta acidificación de las aguas superficiales y subterráneas debido a la interacción con los gases de dióxido carbono y ácido sulfídrico, lo cual a su

vez aumenta la movilización de elementos potencialmente tóxicos, terminando en una exposición crónica a través del agua potable que puede generar efectos genotóxicos y citotóxicos. Asimismo, en el archipiélago de Revillagigedo, en el océano Pacífico mexicano, se han encontrado plaguicidas organoclorados, hidrocarburos aromáticos policíclicos y bifenilos policlorados adsorbidos a los microplásticos recolectados en la zona (Pelamatti et al., 2025). La megafauna filtradora, como las ballenas jorobadas, las mantarrayas y los tiburones ballena, son especies endémicas que podrían ingerir dichos residuos contaminados. Los microplásticos también se han encontrado en playas mexicanas como Ensenada, Huatulco y la península de Baja California, aguas pluviales en Tijuana y aguas de consumo humano en la Ciudad de México (Aguilar-Aguilar et al., 2023). Por otra parte, varios medicamentos como el paracetamol, diclofenaco, atenolol y penicilina se han encontrado en aguas superficiales y subterráneas, así como en aguas residuales de plantas tratadoras de Baja California, Estado de México,

Hidalgo, Morelos, Tlaxcala, entre otras entidades (Aguilar-Aguilar et al., 2023).

A pesar de décadas de investigación y políticas ambientales, la contaminación difusa en México sigue en aumento por factores estructurales, económicos y sociales. La legislación ambiental suele centrarse en descargas industriales y municipales, dejando vacíos en el control de fuentes dispersas. Por tanto, la responsabilidad de la instancia que genera la contaminación no se puede asignar fácilmente, lo que complica la aplicación de sanciones o una gestión integrada. Algunas acciones para enfrentar la contaminación difusa son: 1) Buenas prácticas agrícolas como la agroecología, uso controlado de fertilizantes, rotación de cultivos y barreras vegetales que interceptan las escorrentías; 2) Infraestructura verde en ciudades como jardines de lluvia, humedales artificiales, pavimentos permeables y sistemas de captación de agua pluvial; 3) Educación y participación comunitaria para la disposición adecuada de residuos; 4) Vigilancia ciudadana mediante redes de monitoreo, incentivos y políticas públicas (Nuruzzaman et al., 2025).

La implementación de políticas públicas apropiadas en México que impulsen este tipo de prácticas puede contribuir sustancialmente a reducir el impacto ambiental de las fuentes de contaminación difusas.

Conclusiones

La contaminación del agua por fuentes difusas presenta un desafío crítico y una amenaza ambiental compleja debido a la ausencia de regulación y falta de control respecto a las fuentes y las condiciones ambientales. Es necesario promover una gestión adecuada y sostenible del recurso hídrico en donde se tenga la participación de políticas públicas y de la sociedad. ♦

Referencias

- Aguilar-Aguilar, A., Díaz de León-Martínez, L., Forgionny, A., Aceñas, N., Rosales, S., Zárate-Guzmán, A. (2023). A systematic review on the current situation of emerging pollutants in Mexico: A perspective on policies, regulation, detection, and elimination in water and wastewater. *Science of the Total Environment*, 905, 167426. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167426>
- Bexbeitova, K., Baimenov, A., Varol, E., Kudaibergenov, K., zhanitikeyev, U., Sailaukhanuly, Y., Toshtay, K., Tauanov, Z., Azat, S., Berndtsson, R. (2024). Microplastics in freshwater systems: A review of classification, sources, and environmental impacts. *Chemical Engineering Journal Advances*, 20, 100649. <https://doi.org/10.1016/j.ceja.2024.100649>
- Dragun, Z., Fiket, Z., Tepic, N., Kiralj, Z., Kralj, T., Vulic, Z., Ivankovic D., Lucic M., Puljko, A., Udikovic-Kolic, N., Valic, D. (2025). The problem of diffuse pollution of a major river running through predominantly rural area: the case of potentially detrimental levels of tungsten, silver, and manganese in the Mura River. *Environmental Chemistry and Ecotoxicology*, 7, 2043-2066. <https://doi.org/10.1016/j.enceco.2025.07.016>
- Dueñas-Moreno, J., Mora, A., Narvaez-Montoya, C., Mahlknecht, J. (2024). Trace elements and heavy metal(loids) triggering ecological risks in a heavily polluted river-reservoir system of central Mexico: Probabilistic approaches. *Environmental Research*, 262, 119937. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.119937>
- García-Zarate, M., Arellano-García, M., González-Acevedo, Z., Torres-Bugarin, O. (2025). Health risk assessment of potentially toxic elements in water from a geothermal exploration zone in Mexico. *Science of the Total Environmental*, 1005, 180846. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.180846>
- Hu, J.; Ouyang, W.; Hou, C.; Ji, K.; Yang, Z. (2025). Effects of urban stormwater pollution on watershed diffuse loads under extreme precipitation conditions. *Journal of Hydrology*, 654, 132802. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2025.132802>
- Nuruzzaman, M., Bahar, M., Naidu, R. (2025). Diffuse soil pollution from agriculture: Impacts and remediation. *Science of the Total Environment*, 962, 178398. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.178398>

Ou, Y., Rousseau, A.N., Yan, B., Wang, L., Zhang, Y. (2021). Grass barriers for mitigating diffuse pollution within a source water area – A case study of Northeast China. *Agricultural Water Management*, 243, 106461. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106461>

Pelamatti, T., Ríos-Mendoza, L., Hoyos-Padilla, E., Galván-Magaña, F., Camillis, R., Marmolejo-Rodríguez, A., González-Armas, R. (2021). Contamination knows no borders: Toxic organic compounds pollute plastics in the biodiversity hotspot of Revillagigedo Archipelago National Park, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 170, 112623. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112623>

Rose, J.B.; Örmeci, B., Aw, T.G. (2025). Water Quality and Health: An Ecological Perspective. *Water & Ecology*, 1, 200001. <https://doi.org/10.1016/j.wateco.2025.100007>

Sui, S., Wang, M., Wang, M., Ma, W., Yang, S., zhang, F., Jia, L., Liu, T. (2025). Pronounced transition of heavy metal pollution sources in Chinese agricultural surface waters: the rising prominence of non-point source pollution. *iScience*, 28(5), 112524. <https://doi.org/10.1016/j.isci.2025.112524>

WHO (World Health Organization). (2022). Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first and second addenda. <https://www.who.int/publications/item/9789240045064>. Consultado el 10 de Noviembre de 2025.

Xue, S., He, Y., Cai, H., Li, J., Zhu, L., Ye, C. (2025). Risk assessment of non-point source pollution in tropical watersheds considering water functional zones. *Ecological Indicators*, 171, 113128. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2025.113128>

Yan, B., Li, Y., Gao, Z., Fang, Y., Zhu, Y., Song, Z. (2025). Source apportionment of agricultural non-point source pollution in country-level regions with high urbanization rates under water resources management policy orientation. *Ecological Indicators*, 178, 113995. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2025.113995>

CONTAMINACIÓN DE AGUAS POR FUENTES DESLOCALIZADAS: RETOS, IMPACTOS Y LIMITACIONES TECNOLÓGICAS

MICHEL MANDUCA ARTILES,
ZENAIDA CAROLINA LEYVA INZUNZA

INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL, CICATA U. LEGARIA,
LABORATORIO NACIONAL DE CIENCIA, TECNOLOGÍA Y GESTIÓN INTEGRADA DEL AGUA
(LNAQUA)



Resumen: La contaminación del agua por fuentes deslocalizadas representa un desafío ambiental global en expansión. La presencia creciente de contaminantes emergentes como pesticidas, metales pesados, hidrocarburos aromáticos policíclicos y fármacos ha superado la capacidad de remoción de las plantas de tratamiento convencionales, facilitando su dispersión hacia ecosistemas acuáticos (Zhang, 2024, p.12). Estos compuestos poseen elevada persistencia, resistencia a la degradación y efectos ecotoxicológicos acumulativos. El presente artículo revisa su origen, impactos y limitaciones tecnológicas, incorporando evidencia reciente y es-

trategias para mejorar la mitigación frente a esta problemática ambiental crítica (Matesun, 2024, p.116610).

1. Introducción

La contaminación de los recursos hídricos ha aumentado por el crecimiento de actividades agrícolas, industriales y urbanas, que liberan compuestos altamente estables y difíciles de degradar. Entre los contaminantes emergentes se incluyen pesticidas, metales pesados, hidrocarburos aromáticos policíclicos y fármacos, caracterizados por alta persistencia, movilidad ambiental y toxicidad incluso a bajas con-

centraciones (Cárdenas, 2025, p.1128). La dispersión deslocalizada proviene de escorrentías agrícolas, infiltración desde suelos contaminados y descargas urbanas difusas, dificultando identificar fuentes puntuales y aplicar medidas regulatorias eficaces. Aun con avances en monitoreo, las plantas convencionales no eliminan moléculas complejas ni microcontaminantes en trazas, elevando los riesgos ambientales y sanitarios asociados (Cárdenas, 2025, p.1128).

2. Estado del arte y principales contaminantes emergentes

Los contaminantes emergentes han cobrado relevancia científica y regulatoria debido a su aumento constante en diferentes cuerpos de agua. Los pesticidas, utilizados ampliamente en la agricultura, presentan estructuras químicas diseñadas para resistir la degradación, lo que facilita su movilidad desde suelos cultivados hacia ríos y acuíferos (Kim, 2023, p.3984). Los metales pesados como plomo, cadmio y mercurio son liberados por actividades industriales, minería y procesos de combustión, y poseen una toxicidad inherente debido a su capacidad de

acumularse biológicamente sin degradación en el ambiente. Los hidrocarburos aromáticos policíclicos provienen principalmente de combustión incompleta, derrames y efluentes industriales, y presentan efectos carcinogénicos reconocidos (Alsadik, 2025, p.37). Los residuos farmacéuticos incluyen antibióticos, antiinflamatorios, hormonas y compuestos psicotrópicos, los cuales alcanzan los sistemas de aguas residuales a través de excreciones humanas, desechos hospitalarios y prácticas inadecuadas de eliminación (Aziz, 2025, p.3433). Su presencia creciente ha sido documentada en aguas superficiales, subterráneas e incluso en agua potable tratada, lo que demuestra la necesidad urgente de fortalecer los sistemas de tratamiento y monitoreo ambiental.

3. Impactos ambientales sobre flora, fauna y salud humana

Los contaminantes emergentes producen efectos adversos de carácter acumulativo sobre la flora, la fauna y la salud humana. En la flora acuática, la exposición a pesticidas y HAP puede alterar la fotosíntesis, provocar daños oxidativos y reducir la

productividad biológica. En la fauna, la bioacumulación genera toxicidad crónica, estrés oxidativo, alteraciones en el sistema endocrino y reducción de la fertilidad. Los peces, moluscos y organismos filtradores son especialmente vulnerables debido a su contacto continuo con el medio acuático contaminado (Alsadik, 2025, p.37). En humanos, la ingesta de agua contaminada puede causar trastornos neurológicos, cáncer, alteraciones hormonales y problemas renales, mientras que la exposición prolongada a antibióticos presentes en efluentes favorece la proliferación de bacterias resistentes, lo que representa una amenaza sanitaria global (Latif, 2024, p.19). La persistencia y movilidad de estos compuestos permiten que viajen largas distancias, acumulándose en sedimentos y entrando en cadenas tróficas, lo que agrava los impactos ambientales y dificulta su gestión.

4. Limitaciones de las plantas de tratamiento

Las plantas convencionales de tratamiento de aguas residuales emplean procesos físicos y biológicos como sedimentación, aireación y filtración, diseña-

dos para remover sólidos, materia orgánica biodegradable y nutrientes. Sin embargo, no son capaces de eliminar contaminantes orgánicos persistentes, metales pesados ni moléculas farmacéuticas complejas (Matesun, 2024, p.116610). La estructura química de estos compuestos dificulta su degradación, permitiendo su paso a los efluentes finales. Esta limitación se agrava con descargas de fuentes deslocalizadas, cuya variabilidad temporal y espacial impide estrategias de control puntuales. Como consecuencia, una parte significativa de los contaminantes emergentes atraviesa los sistemas de tratamiento e ingresa a cuerpos de agua superficiales y subterráneos, donde puede persistir durante años o décadas (Lee, 2025, p.35).

5. Estrategias de mitigación

La mitigación de la contaminación originada por fuentes difusas requiere un enfoque multidimensional que integre tecnologías avanzadas, gestión ambiental estratégica y políticas regulatorias robustas. Entre las intervenciones más eficaces se incluye la reducción del uso de pesticidas de alta persistencia

ambiental, promoviendo su reemplazo por alternativas biodegradables y de menor toxicidad ecológica. La adopción de programas de manejo integrado de plagas (MIP) y técnicas de agricultura de precisión permite optimizar la aplicación de insumos agroquímicos, reduciendo la escorrentía agrícola y la lixiviación hacia cuerpos hídricos, minimizando así la carga contaminante en los ecosistemas acuáticos (Li, 2025, p. 145076).

En contextos urbanos, la implementación y fortalecimiento de infraestructura verde como corredores vegetales, techos verdes y franjas de vegetación ribereña junto con la construcción de humedales artificiales y sistemas de captación y retención de escorrentía pluvial, contribuyen significativamente a la retención y degradación de contaminantes emergentes antes de su ingreso a cuerpos de agua superficiales (Bodus, 2024, p. 167195). A su vez, la formulación de normativas específicas para la gestión de residuos farmacéuticos y la promoción de prácticas de disposición segura por parte de la ciudadanía resultan funda-

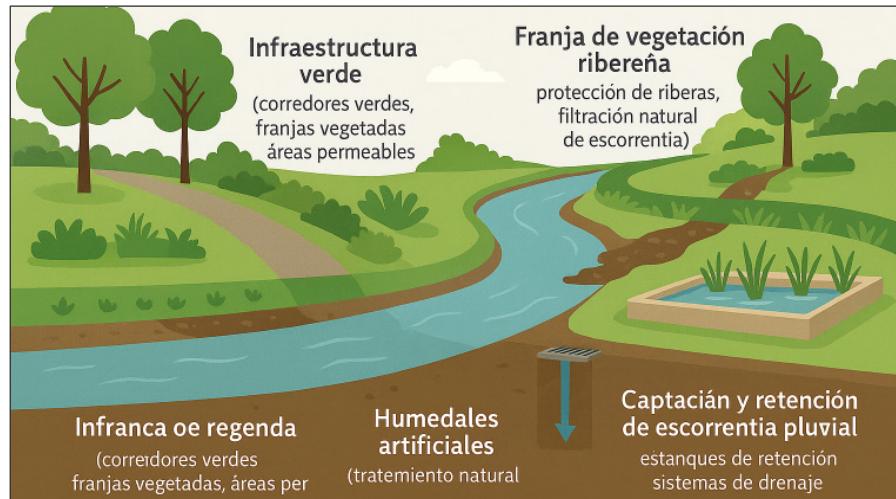
mentales para limitar la contaminación por compuestos bioactivos persistentes, ver figura 1.

Finalmente, la expansión de redes de monitoreo ambiental, combinada con tecnologías analíticas de alta sensibilidad, es esencial para detectar aumentos en la concentración de contaminantes emergentes, permitiendo la activación temprana de medidas preventivas y correctivas. La integración de estas estrategias proporciona un marco robusto para la mitigación efectiva de la contaminación difusa, protegiendo la calidad del agua y la integridad de los ecosistemas acuáticos.

6. Tecnologías emergentes

Frente a las limitaciones de los métodos convencionales de tratamiento de agua, las tecnologías emergentes se consolidan como herramientas estratégicas para la eliminación de fármacos y contaminantes químicos persistentes. Entre estas tecnologías se incluyen procesos de oxidación avanzada, fotocatálisis heterogénea, Metal-Organic Frameworks (MOF) fotocatalíticos, adsorción mediante materiales nanoestructurados, filtración por mem-

Figura 1. Estrategias de mitigación de contaminantes del agua.



branas de nanofiltración y ósmosis inversa, bioreactores de membrana, electrocoagulación y procesos fotoelectroquímicos, todos ellos capaces de mejorar la eficiencia de remoción de compuestos resistentes (Deven-drapandi, 2024, p.118404).

Estos enfoques emergentes actúan de manera complementaria. Los radicales y especies oxidantes generados en la oxidación avanzada y procesos fotoelectroquímicos degradan moléculas químicamente estables. Los MOF fotocatalíticos y adsorbentes nanoestructurados,

gracias a su alta superficie específica y porosidad, transforman y capturan contaminantes. Las membranas permiten separar moléculas orgánicas y metales a escala nanométrica, mientras los bioreactores de membrana combinan procesos biológicos con filtración avanzada para mejorar la remoción de compuestos persistentes, ver figura 2. La electrocoagulación aporta un mecanismo adicional de agregación y eliminación de contaminantes disueltos (Zheng, 2025, p.761).

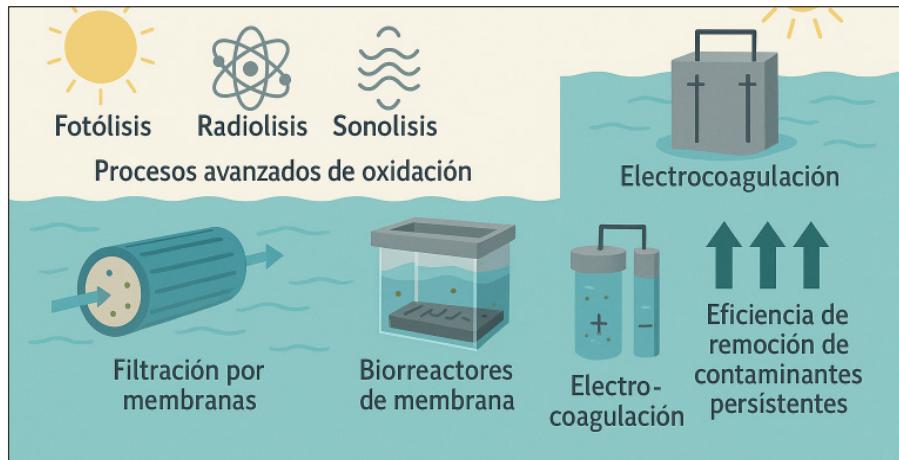
La integración de procesos híbridos emerge como una estrategia prometedora dentro del marco de las tecnologías emergentes, ya que combina sinérgicamente las capacidades de cada método, optimizando

la eficiencia global del tratamiento. Este enfoque integrado amplía la aplicabilidad tanto industrial como urbana, consolidando a las tecnologías emergentes como soluciones avanzadas y complementarias para la gestión de aguas contaminadas por fármacos y productos químicos.

7. Conclusiones

La contaminación del agua por fuentes difusas constituye un desafío ambiental global. Pesticidas, metales pesados, hidrocarburos aromáticos policíclicos y residuos farmacéuticos superan la capacidad de tratamiento de las plantas convencionales, persistiendo y acumulándose en cuerpos de agua. Estos contaminantes afectan severamente la

Figura 2. Tecnologías emergentes para remediación y eliminación de contaminantes en agua.



flora, fauna y salud humana debido a su movilidad y resistencia a la degradación. La evidencia reciente destaca la necesidad de estrategias integrales que incluyan regulaciones estrictas, infraestructura verde, gestión adecuada de residuos y tecnologías avanzadas de tratamiento. La combinación de procesos emergentes ofrece un enfoque prometedor para mejorar la eliminación de contaminantes y reducir riesgos ambientales. Además, el fortalecimiento de políticas públicas y sistemas de monitoreo es esencial para abordar eficazmente esta creciente amenaza. ♦

Referencias

- Devendrapandi, G., Liu, X., Balu, R., Ayyamperumal, R., Valan Arasu, M., Lavanya, M., Minnam Reddy, V.R., Kim, W.K., Karthika, P.C. (2024). Innovative remediation strategies for persistent organic pollutants in soil and water: A comprehensive review. *Environmental Research*, No. 249.
- Zheng, T.-H., Zhang, Z.-Z., Liu, Y., Zou, L.-H. (2025). Recent Progress in Catalytically Driven Advanced Oxidation Processes for Wastewater Treatment. *Catalysts*, No. 15(8).
- Alsadik, A., Akintunde, O.O., Habibi, H.R., Achari, G. (2025). PFAS in water environments: recent progress and challenges in monitoring, toxicity, treatment technologies, and post-treatment toxicity. *Environmental Systems Research*, No.14.
- Zhang, X., Liu, X., Zhan, C. (2024). Emerging contaminants in aquatic ecosystems: sources, effects, and mitigation approaches. *International Journal of Aquaculture*, No 14(5).
- Aziz, K. Hama., Mustafa, F. S., Karim, M. A. H., Sarkawt, Hama. (2025). Pharmaceutical pollution in the aquatic environment: advanced oxidation processes as efficient treatment approaches:a review. *Materials Advances*, No, 6.
- Latif, M., Nasim, I., Ahmad, M., Nawaz, R., Tahir, A., Irshad, M. A., Al-Mutairi, A. A., Irfan, A. (2025). Human health risk assessment of drinking water using heavy metal pollution index: a GIS-based investigation in mega city. *Applied Water Science*, 15(12).
- Kim, Y.-E., Jeon, D., Lee, H., Huh, Y., Lee, S., Kim, J.-G., Kim, H. S. (2023). Revealing the extent of pesticide runoff to the surface water in agricultural watersheds. *Water*, No, 15(22).
- Matesun, J., Petrik, L., Musvoto, E., Ayinde, W., Ikumi, D. (2024). Limitations of wastewater treatment plants in removing trace anthropogenic biomarkers and future directions: A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, No, 281.
- Li, J., Wang, H., Zhang, Y., Chen, L. (2025). Effectiveness of best management practices for non-point source pollution in intensively managed agricultural watersheds. *Journal of Cleaner Production*, No, 495.

Bodus, B., O'Malley, K., Dieter, G., Gunawardana, C., & McDonald, W. (2024). Review of emerging contaminants in green stormwater infrastructure: Antibiotic resistance genes, microplastics, tire wear particles, PFAS, and temperature. *Science of the Total Environment*, No. 906.

Cárdenas Tirado, Z.I., Dueñas Sayaverde, I.W., Avellaneda Yajahuanca, R.S., Caballero Aparicio, S., Jiménez de Aliaga, K.M. (2025). Global Research Trends on Water Contamination by Microorganisms: A Bibliometric Analysis. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, No, 2. , 1128.

EUTROFIZACIÓN Y CAMBIO CLIMÁTICO EN SISTEMAS ACUÁTICOS CONTINENTALES: PRESIONES EMERGENTES Y DESAFÍOS PARA LA GESTIÓN FUTURA.

MICHAEL ANAÍ FIGUEROA-SÁNCHEZ

UNIVERSIDAD DEL SUR DE BOHEMIA, ČESKÉ BUDĚJOVICE, REPÚBLICA CHECA.

MARCO ANTONIO JIMÉNEZ-SANTOS

INSTITUTO DEL SUELO Y BIOGEOQUÍMICA, BIOLOGY CENTRE CAS,
ČESKÉ BUDĚJOVICE, REPÚBLICA CHECA.



Resumen: La contaminación difusa contribuye al deterioro de la calidad del agua de sistemas acuáticos continentales principalmente por escorrentía agrícola y urbana. Este tipo de contaminación promueve la eutrofización que favorece la proliferación de cianobacterias potencialmente tóxicas. En conjunto con el cambio climático asociado a la intensificación de eventos extremos, los efectos se amplifican y representan riesgo para la salud humana y la integridad ecológica. Comprender estas interacciones es esencial para diseñar estrategias integradas de gestión hídrica y resiliencia ambiental.

1. Introducción

Los contaminantes provenientes de fuentes no puntuales se conocen como contaminación difusa (Hatvani et al., 2022). Sus principales aportes provienen de zonas agrícolas, urbanas e industriales donde se generan microplásticos, fármacos, compuestos orgánicos, pesticidas y fertilizantes (Allan, 2004). Los sistemas acuáticos continentales (lagos, ríos y humedales), son especialmente vulnerables debido a su cercanía con actividades humanas y la escorrentía.

Las zonas agrícolas utilizan fertilizantes químicos ricos en nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K),

nutrientes esenciales, pero con alto potencial contaminante cuando llegan a los cuerpos de agua (Brouder y Volenec, 2008). Según la FAO (2021), México se ubica entre los principales consumidores de fertilizantes a nivel mundial (FAO, 2021). Los nutrientes llegan a los cuerpos de agua mediante la escorrentía superficial asociada a eventos de lluvia (Costa et al., 2023) y bajo condiciones calidas favorecen el crecimiento acelerado de ciertos grupos como las cianobacterias (O’Neil et al., 2012). Estos factores se prevé que aumenten con el cambio climático lo que compromete la calidad del agua y la biodiversidad acuática (Paerl y Huisman, 2008).

Este artículo analiza los efectos de la contaminación difusa con énfasis en la eutrofización y interacción con fenómenos extremos asociados al cambio climático

2. Efectos de la contaminación difusa

2.1. Eutrofización

Mas del 60 % de los cuerpos de agua superficiales presentan contaminación difusa por exceso de N y P (FAO, 2021). La eutrofización describe el enriqueci-

miento excesivo de nutrientes que estimula el crecimiento de fitoplancton y cianobacterias (Ansari et al. 2011), alterando la calidad del agua y la biodiversidad.

Los nutrientes en exceso permiten que algas y cianobacterias dominen rápidamente la columna de agua (Feuchtmayr et al. 2009) formando “blooms” o florecimientos que afectan procesos ecológicos clave, reducen la transparencia y disminuyen la concentración de oxígeno y provocan episodios de mortandad de fauna acuática (Camargo y Alonso, 2007).

2.2 Proliferación de Cianobacterias

Género como *Aphanizomenon* y *Microcystis* dominan sistemas eutróficos (Chorus y Bartram, 1999). Los florecimientos producen metabolitos tóxicos (cianotoxinas) con efectos hepatotóxicos, neurotóxicos y dermatotóxicos (Chorus, 2001). Las microcistinas son las más comunes y representan un riesgo directo en la salud humana y la fauna (Kernan et al. 2010).

La Organización Mundial de la Salud (OMS) establece límites de exposición de 1 µg/L para

Microcistina-LR en agua potable (WHO, 1998) y 0.04 µg/kg de peso corporal/día como ingesta diaria tolerable (WHO, 2003). Sin embargo, en cuerpos de agua en México, se han registrado valores superiores en ciertas épocas del año (Figue-roa-Sánchez et al., 2014).

3. Contaminación difusa y cambio climático (fenómenos extremos)

La contaminación difusa interactúa con el cambio climático interactúan generando presiones acumulativas sobre los sistemas acuáticos (Meerhoff et al., 2022)

Fenómenos extremos (Figura 1) como las de calor, lluvias torrenciales, sequías pro-

Figura 1. Diagrama de la relación entre clima extremo, contaminación difusa y eutrofización en lagos.

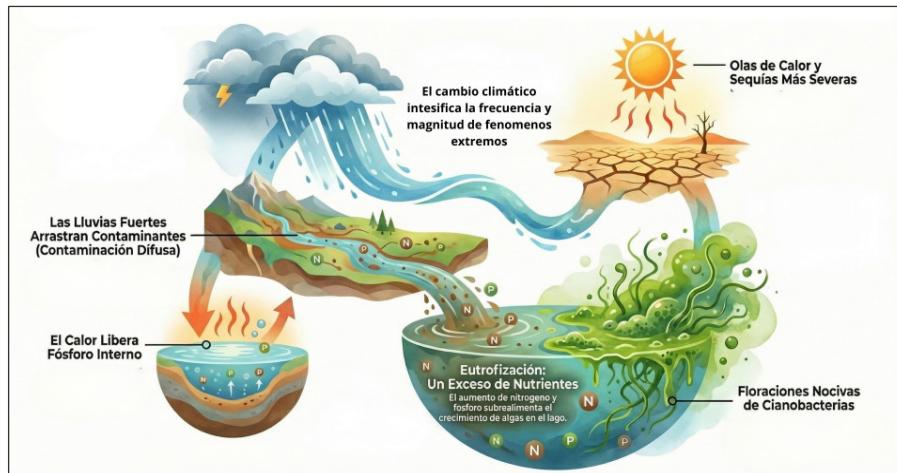


Imagen generada por IA (NotebookLM) y modificada por la autora.

longadas, alteran la dinámica de nutrientes y el equilibrio ecológico (Havens, 2011).

Las olas de calor favorecen la estratificación térmica y reducen la mezcla vertical, condiciones que favorecen la liberación interna de fósforo desde los sedimentos (Bartosiewicz et al. 2016; Zhan et al., 2021).

Estas condiciones prolongan los florecimientos y aumentan su intensidad.

Durante las sequías prolongadas, la disminución del agua concentra los nutrientes y favorece los florecimientos de cianobacterias (Yilmaz et al., 2021). Por el contrario, las lluvias intensas aumentan el arrastre de fertilizantes y materia, generando picos de nutrientes que pueden detonar florecimientos algales en períodos muy cortos (Brasil et al., 2016; Zheng et al., 2020).

Estas sinergias entre contaminación difusa y cambio climático aceleran los procesos de eutrofización, reducen la resiliencia ecológica y favorecen organismos oportunistas, como las cianobacterias (Dokulil y Teubner, 2011).

4. Impactos ecológicos, sanitarios y socioambientales

Los florecimientos recurrentes alteran la estructura y el funcionamiento de las comunidades biológicas, reducen la diversidad de fitoplancton, desplazan especies sensibles (Glibert, 2020). El zooplancton, componente esencia de la red trófica, ve limitada su capa-

cidad de alimentación y regulación de biomasa algal

En peces estos se exponen a cianotoxinas que provocan efectos subletales, letales y riesgos de bioacumulación en particular especies de interés pesquero y comercial que se consumen completas como *Chiostoma* y *Goodea* sp. del lago de Pátzcuaro (Berry et al., 2011).

Los impactos sociales incluyen riesgos a la salud, elevados costos en el tratamiento de agua, pérdida de servicios recreativos y afectaciones económicas a comunidades dependientes de la pesca y el turismo (Havens, 2011).

5. Nuevos retos: monitoreo, investigación y gestión futura

Se requieren enfoques de monitoreo, investigación y gestión capaces de anticipar y mitigar eventos críticos. La falta de datos continuos limita la dinámica de los florecimientos y su relación con eventos extremos (Nazari-Sharabian et. al, 2018). La teledetección satelital, sensores ópticos y equipos multiparamétricos permiten evaluar la calidad del agua en tiempo real (Arreola et al. 2012).

La gestión de cuencas requiere integrar enfoques basados en la naturaleza, como humedales construidos, que actúan como filtros de nutrientes y aumentan la resiliencia ecológica (Seenivasagan et al. 2022). La participación comunitaria y los sistemas de ciencia ciudadana pueden complementar la vigilancia, especialmente en regiones con recursos limitados.

6. Conclusiones

La interacción entre contaminación difusa y cambio climático representa una amenaza creciente para los ecosistemas acuáticos continentales. Las sinergias entre exceso de nutrientes, proliferación de cianobacterias y fenómenos extremos reducen la resiliencia ecológica, afectan la salud humana.

Fortalecer el monitoreo, incorporar tecnologías emergentes y promover soluciones basadas en la naturaleza son pasos clave para anticipar riesgos y mejorar la gestión hídrica en escenarios futuros. ♦

Agradecimientos: Secretaría de Educación, Ciencia, Tecnología e Innovación (SECTEI) de la Ciudad de México.

Bibliografía

- Allan, J. D. (2004). Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35, 257-284.
- Ansari, A. A., Gill, S. S., Lanza, G. R. y Rast, W. (Eds.). (2011). Eutrophication: Causes, Consequences and Control. Springer, Dordrecht, Países Bajos.
- Arreola, S. M. M., Gómez González, A. O. y Kasten Monges, M. de J. (2012). Teledetección de cianobacterias en los cuerpos de agua que proveen este líquido al Valle de México en beneficio de la calidad del agua y prevención de riesgos potenciales a la salud humana, biodiversidad y medio ambiente. En 2º Congreso Nacional y 1º Latinoamericano de Ciencia y Tecnología Aeroespacial, SOMECYTA, San Luis Potosí, México
- Bartosiewicz, M., Laurion, I., Clayer, F., y Maranger, R. (2016). Heatwave effects on oxygen, nutrients and phytoplankton can alter global warming potential of gases emitted from a small shallow lake. *Environmental Science & Technology*, 50(11), 6267-6275.

Berry, J. P., Lee, E., Walton, K., Wilson, A. E. y Bernal-Brooks, F. (2011). Bioaccumulation of microcystins by fish associated with a persistent cyanobacterial bloom in Lake Pátzcuaro (Michoacán, Mexico). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 30(7), 1462–1472.

Brasil, J., Attayde, J. L., Vasconcelos, F. R., Dantas, D. D. F. y Huszar, V. L. M. (2016). Drought-induced water-level reduction favors cyanobacteria blooms in tropical shallow lakes. *Hydrobiologia*, 770, 145–164. Springer International Publishing, Suiza.

Brouder, S. M. y Volenec, J. J. (2008). Impact of climate change on crop nutrient and water use efficiencies. *Physiologia Plantarum*, 133(4), 705–720.

Camargo, J.A. y Alonso, A. (2007). Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. *Environment International*, 32(6), 831–849

Chorus, I. (2001). Cyanotoxin occurrence in freshwaters: A summary of surveys from different countries. En I. Chorus (Ed.), *Cyanotoxins: Occurrence, causes, consequences*. Springer, Berlin, Alemania.

Chorus, I. y Bartram, J. (1999). *Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. E & FN Spon/ World Health Organization, London, Reino Unido.

Costa, D., Sutter, C., Shepherd, A., Jarvie, H., Wilson, H., Elliott, J., Liu, J., y Macrae, M. (2023). Impact of climate change on catchment nutrient dynamics: insights from around the world. *Environ. Rev.*, 31, 4-25.

Dokulil, M. T. y Teubner, K. (2011). *Eutrophication and Climate Change: Present Situation and Future Scenarios*. En A. A. Ansari et al. (Eds.), *Eutrophication: Causes, Consequences and Control*. Dordrecht.

FAO. (2021). *The State of the World's Land and Water Resources for Food and Agriculture (SOLAW 2021)*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Roma, Italia.

Feuchtmayr, H., Moran, R., Hatton, K., Connor, L., Heyes, T., Moss, B., Harvey, I. y Atkinson, D. (2009). Global warming and eutrophication: effects on water chemistry and autotrophic communities in experimental hypertrophic shallow lake mesocosms. *Journal of Applied Ecology*, 46(3), 713–723.

- Figueroa-Sánchez, M.A., Nanidini S., Sarma, S.S.S. (2014). Zoo-plankton community structure in the presence of low levels of cyanotoxins: A case study in a high-altitude tropical reservoir (Valle de Bravo, Mexico). *Journal of Limnology*, 73(1), 113-123
- Glibert, P. M. (2020). Harmful algae at the complex nexus of eutrophication and climate change. *Harmful Algae*, 91, 101583.
- Havens, K. (2011). Effects of Climate Change on the Eutrophication of Lakes and Estuaries. UF/IFAS Extension, SGEF-189, 1-3.
- Kernan, M., Battarbee, R. W. y Moss, B. (Eds.). (2010). Climate Change Impacts on Freshwater Ecosystems. Wiley-Blackwell, Chichester, Reino Unido.
- Meerhoff, M., Audet, J., Davidson, T. A., De Meester, L., Hilt, S., Kosten, S., ... Jeppesen, E. (2022). Feedback between climate change and eutrophication: revisiting the allied attack concept and how to strike back. *Inland Waters*, 12(2), 187-204.
- O'Neil, J. M., Davis, T. W., Burford, M. A., y Gobler, C. J. (2012). The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae*, 14, 313-334.
- Pael, H. W. y Huisman, J. (2008). Blooms like it hot. *Science*, 320(5872), 57-58.
- Rodgers, E. M. (2021). Adding climate change to the mix: responses of aquatic ectotherms to the combined effects of eutrophication and warming. *Biology Letters*, 17(11), 20210442.
- Seenivasagan, R., Karthika, A., Kalidoss, R. y Malik, J. A. (2022). Bioremediation of polluted aquatic ecosystems using macrophytes. En J. A. Malik (Ed.), *Advances in Bioremediation and Phytoremediation for Sustainable Soil Management*, Springer, Cham, Suiza
- WHO. (1998). Guidelines for Drinking-water Quality. 2nd ed. Addendum to Volume 2. World Health Organization, Geneva, Suiza.
- WHO. (2003). Cyanobacterial toxins: Microcystin-LR in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. World Health Organization, Geneva, Suiza.

Yılmaz, G., Çolak, M. A., Özgencil, İ. K., Metin, M., Korkmaz, M., Ertuğrul, S., Soyluer, M., Bucak, T., Tavşanoğlu, Ü. N., Özkan, K., Beklioğlu, M. y Jeppesen, E. (2021). Decadal changes in size, salinity and biota in lakes in Konya Closed Basin, Turkey, subjected to increasing water abstraction for agriculture and climate change. *Inland Waters*, 11(4), 538-555.

Zhan, Q., Stratmann, C. N., van der Geest, H. G., Veraart, A. J., Brenzinger, K., Lürling, M. y de Senerpont Domis, L. N. (2021). Effectiveness of phosphorus control under extreme heatwaves: implications for sediment nutrient releases and greenhouse gas emissions. *Biogeochemistry*, 156, 421–436.

Zheng, X., Hou, Y., Wang, C., Li, S., Wang, T., Zhang, C., ... Ma, J. (2020). Impacts of climate and planting structure changes on watershed runoff and nitrogen and phosphorus loss. *Science of the Total Environment*, 706, 134489.

LA CONTAMINACIÓN DIFUSA AGRÍCOLA Y LOS LÍMITES ECOLÓGICOS DE DILUCIÓN: PROPIUESTA DE LA HUELLA HÍDRICA NEGRA

LENIN EJECATL MEDINA-OROZCO

TECNOLÓGICO NACIONAL DE MÉXICO-CAMPUS DEL VALLE DE MORELIA

DAVID ARIEL BARRALES MARTÍNEZ

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA UNIDAD XOCHEMILCO



Resumen: La contaminación difusa derivada de la agricultura representa uno de los principales desafíos para la gestión del agua en México. En el estado de Michoacán, el uso intensivo de fertilizantes nitrogenados y fosfatados ha deteriorado la calidad de los cuerpos de agua, superando su capacidad natural de dilución. Este artículo analiza dicha problemática mediante el enfoque de la Huella Hídrica Gris (HHG) y propone el concepto de Huella Hídrica Negra (HHN), entendida como el punto crítico en el que la capacidad ecológica de asimilación ha sido rebasada. A diferencia de las “aguas negras”, que se originan en los sistemas sanitarios, la Huella Hídri-

ca Negra no alude al tipo de descarga, sino al límite irreversible de contaminación en un ecosistema acuático. La HHN permite reconocer los umbrales de resiliencia en cuencas endorreicas o cerradas, aportando un nuevo marco de evaluación para la sustentabilidad hídrica en regiones agrícolas del centro de nuestro país.

Palabras clave: contaminación difusa, huella hídrica gris, huella hídrica negra, eutrofización.

Introducción

La contaminación de cuerpos de agua por fuentes difusas; es decir, aquellas dispersas y no localiza-

bles, se ha convertido en una preocupación creciente en México y el mundo. A diferencia de las fuentes puntuales, los contaminantes difusos provienen del arrastre de fertilizantes, plaguicidas y sedimentos agrícolas, que afectan la calidad del agua superficial y subterránea (CONAGUA, 2024).

En Michoacán, la intensificación agrícola en cuencas como Lerma-Chapala y Cuitzeo-Pátzcuaro ha incrementado la presencia de nitratos y fosfatos en ríos y lagos. Esta situación revela una sobrecarga de nutrientes que conduce a la eutrofización, manifestada en floraciones de algas nocivas y pérdida de biodiversidad acuática. La contaminación por fuentes difusas son el producto de un creciente y desmedido cambio de cultivos principalmente por aguacate y frutillas, que incluye, arándano, frambuesa, fresa y zarzamora principalmente, que han desplazado a cultivos convencionales como el maíz.

La Huella Hídrica (HH) desarrollada por Hoekstra y Chapagain (2006), es una metodología relativamente novel que permite medir la cantidad de agua utilizada para la producción de un cultivo. La HH comprende las huellas verde y azul, que reflejan la

cantidad de agua utilizada por las plantas para transpirar, la primera proviene de la lluvia, la segunda, de fuentes externas de riego. La huella hídrica gris (HHG), permite estimar el volumen de agua necesario para diluir un contaminante hasta alcanzar niveles aceptables. Sin embargo, este indicador asume que existe capacidad de dilución suficiente, lo cual no siempre ocurre en ecosistemas sobreexplotados. Un ejemplo claro en el centro del país, son las cuencas cerradas del sistema Lerma-Chapala y Cuitzeo-Pátzcuaro, en donde la carga de contaminantes y los bajos niveles de agua de los ríos y los cuerpos de agua derivado de la sobreexplotación de los sistemas (Véase Figura 1). En este contexto, se propone el concepto de Huella Hídrica Negra (HHN) como una extensión conceptual que reconoce los límites ecológicos de la dilución natural.

La contaminación difusa agrícola en Michoacán

Los principales cultivos de exportación en Michoacán como el aguacate, fresa, zarzamora, maíz, trigo, entre otros, utilizan altas dosis de fertilizantes y

Figura 1. Río afectado por contaminantes de origen difuso. La imagen subraya la pérdida de integridad ecológica y el impacto en la vida silvestre.



agroquímicos. Durante las lluvias, los nutrientes lixiviados se transportan hacia los cuerpos de agua, generando un impacto acumulativo. En el Río Lerma, por ejemplo, se han reportado concentraciones de nitratos promedio de 21 mg/L (Medina-Orozco, 2024), superando con creces el límite permitido por la NOM-127-SSA1-2021.

Los lagos de Cuitzeo y Pátzcuaro, de carácter endorreico, son ejemplos críticos donde la carga de nutrientes no encuentra salida natural. Esto provoca una pérdida progresiva de oxígeno y favorece la proliferación de *Microcystis* spp., una cianobacteria productora de toxinas (Alcocer et al., 2016). Estas condiciones evidencian que la capacidad de dilución ha sido superada: el sistema ya no puede regenerarse por sí mismo.

La Huella Hídrica Gris como herramienta diagnóstica

La HHG cuantifica el volumen de agua requerido para asimilar una carga contaminante, dividiendo la masa del contaminante entre la diferencia entre la concentración máxima permisible y la natural. Este enfoque ha permitido visibilizar la magnitud del impacto agrícola sobre el recurso hídrico (Mekonnen & Hoekstra, 2010).

Sin embargo, en cuencas donde los niveles de nutrientes exceden los límites normativos de manera persistente, el modelo de la HHG resulta insuficiente. La suposición de que existe un caudal disponible para la dilución deja de ser válida cuando el ecosistema se encuentra

en un estado de saturación permanente. Si además, en el sistema existe extracción de agua de los ríos para riego, el caudal mínimo ecológico se ve comprometido (Hogeboom et al., 2020). Aunado a lo anterior, la desecación de los cuerpos de agua son críticos año con año en el periodo de sequías principalmente, lo cuál limita el volumen de agua disponible para diluir los contaminantes. A partir de este vacío metodológico surge la propuesta de la Huella Hídrica Negra, la cual no sustituye a la HHG, sino que la complementa reconociendo los límites ecológicos del sistema.

Hacia una Huella Hídrica Negra: propuesta conceptual

La Huella Hídrica Negra (HHN) se puede definir como el volumen de agua teórico que sería necesario para restaurar un cuerpo de agua cuya capacidad de dilución natural ha sido agotada. Representa, por tanto, una frontera ecológica más que un cálculo hidrológico. Mientras la Huella Hídrica Gris indica la presión sobre el recurso, la Huella Hídrica Negra señala el punto de no retorno, donde la asimi-

lación natural es inviable sin intervención humana.

Para una mejor comprensión, es necesario realizar una diferenciación terminológica: a) aguas negras: descargas sanitarias que contienen materia orgánica, grasas, detergentes y patógenos. Su tratamiento es posible mediante plantas de saneamiento. b) Huella Hídrica Negra: condición límite en la que ningún proceso natural de dilución, sedimentación o autodepuración puede reducir la concentración de contaminantes agrícolas o industriales a niveles seguros y por ende se incumple la definición para la HHG.

De forma conceptual, las huellas hídricas pueden representarse como un gradiente: Huella Verde → Huella Azul → Huella Gris → Huella Negra, donde cada transición implica un incremento en el nivel de presión ecológica sobre el recurso.

Implicaciones ecológicas y sociales

El reconocimiento de una Huella Hídrica Negra tiene implicaciones directas para la gestión de cuencas agrícolas. Identificar cuándo un sistema ha perdido su capacidad de dilución permitiría priorizar es-

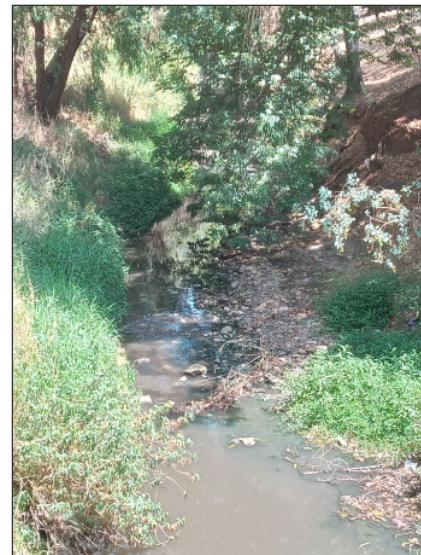
trategias de restauración ecológica, redirigir políticas de fertilización hacia esquemas agroecológicos y diseñar instrumentos de planeación hídrica basados en la resiliencia de los ecosistemas (Véase Figura 2).

Socialmente, la pérdida de cuerpos de agua funcionales impacta la seguridad alimentaria, los medios de vida rurales y la calidad del agua para consumo humano. En este sentido, la HHN no solo es un indicador técnico, sino una alerta ecológica sobre los límites de sustentabilidad.

Conclusiones

El estudio de la contaminación difusa en Michoacán revela que la presión agrícola ha superado la capacidad natural de autodepuración en varios cuerpos de agua. La Huella Hídrica Gris es una herramienta valiosa para cuantificar el impacto, pero su alcance termina donde el ecosistema deja de ser funcional. La Huella Hídrica Negra, propuesta en este trabajo, permite reconocer ese punto crítico. Su incorporación en la gestión del agua puede contribuir a establecer límites ecológicos reales, fundamentales para evitar la degradación irreversible de los sistemas acuáticos. Promover su discusión en la comunidad científica mexicana es esencial para avanzar hacia una gestión hídrica basada en la resiliencia y la sustentabilidad ecológica. ♦

Figura 2. Disminución severa del caudal, por debajo del umbral ecológico necesario para diluir contaminantes y sostener la vida acuática.



Bibliografía

Alcocer, J., Bernal-Brooks, F. W., & Oseguera, L. A. (2016). Eutrofización de cuerpos de agua en México: situación actual y perspectivas. *Revista Mexicana de Limnología*, 24(1), 11–25.

CONAGUA. (2024). Informe Nacional del Agua 2024. Ciudad de México: Comisión Nacional del Agua.

Hogeboom, R. J., de Bruin, D., Schyns, J. F., Krol, M. S., & Hoekstra, A. Y. (2020). Capping human water footprints in the world's river basins. *Earth's Future*, 8(2), e2019EF001363. <https://doi.org/10.1029/2019EF001363>

Hoekstra, A. Y., Chapagain, A. K., Aldaya, M. M., & Mekonnen, M. M. (2011). *The Water Footprint Assessment Manual: Setting the Global Standard*. Routledge.

Mekonnen, M. M., & Hoekstra, A. Y. (2010). A global and high-resolution assessment of the green, blue and grey water footprint of wheat. *Hydrology and Earth System Sciences*, 14(7), 1259–1276. <https://doi.org/10.5194/hess-14-1259-2010>

CUENCAS URBANAS Y JUSTICIA AMBIENTAL: ¿QUIÉN PAGA LA CONTAMINACIÓN DIFUSA?

JONATHAN ABRAHAM QUINTERO GARCÍA
EL COLEGIO DE SAN LUIS, A.C.



Resumen: La contaminación difusa del agua en entornos urbanos es un problema cada vez más complicado que afecta la gestión del agua y la justicia ambiental. Las cuencas urbanas concentran actividades que generan escorrentías cargadas de metales, hidrocarburos, microplásticos y nutrientes, cuyos efectos recaen desproporcionadamente sobre los sectores más vulnerables. Este artículo se enfoca en cómo la forma en que están organizadas las ciudades influye en la exposición a esta contaminación y en la capacidad de respuesta, subrayando las desigualdades en infraestructura, planificación y acceso al agua potable. Desde un enfoque interdisciplinario,

se exploran los vínculos entre la urbanización, la desigualdad y el deterioro de los cuerpos de agua, proponiendo una perspectiva integral que combine la ciencia ambiental con la justicia social. Finalmente, se plantean estrategias de mitigación basadas en la participación ciudadana y la gestión comunitaria de cuencas como vías hacia una gobernanza hídrica más equitativa.

1. Introducción

La contaminación difusa del agua, o contaminación no puntual, proviene de múltiples fuentes dispersas que se acumulan en el suelo y son arrastradas por

la lluvia hacia ríos, canales y presas (Müller et al., 2020). A diferencia de las descargas industriales o domésticas, es difícil de identificar, medir y regular. Las metrópolis modernas actúan como cuencas artificiales donde la impermeabilidad, el tráfico vehicular, la basura y las aguas residuales sin control generan una mezcla tóxica que se activa con cada lluvia.

Sin embargo, sus consecuencias no afectan a todos por igual: los sectores más vulnerables suelen habitar las zonas bajas, aguas abajo, donde la contaminación se concentra y la infraestructura de saneamiento es más deficiente (Bullard, Agyeman y Evans, 2003).

Así, la contaminación difusa urbana no es solo un problema técnico o ambiental, sino también una cuestión de justicia social y territorial. Este artículo analiza cómo la distribución desigual de las ciudades latinoamericanas influye en la generación y exposición a estos contaminantes, proponiendo repensar la gestión del agua desde una lógica de justicia ambiental.

2. La cuenca urbana: territorio de desigualdades

La “cuenca urbana” puede entenderse como un sistema socioecológico donde procesos naturales — como precipitación, infiltración y escorrentía — se entrelazan con dinámicas humanas como urbanización, transporte, consumo y gestión de desechos. Allen (2010) la describe como una unidad metabólica: la ciudad respira, consume y desecha agua, energía y materiales.

Sin embargo, este metabolismo urbano revela fuertes desigualdades. Las zonas de mayor ingreso concentran infraestructura impermeable —calles asfaltadas, techos metálicos, estacionamientos— que acelera la escorrentía y desplaza aguas contaminadas hacia las periferias con menor drenaje. En ciudades mexicanas como San Luis Potosí o Monterrey, las lluvias arrastran metales y residuos industriales desde parques tecnológicos hacia arroyos que atraviesan colonias marginadas.

La Sierra de San Miguelito en San Luis Potosí ejemplifica esta problemática: la urbanización de zonas residenciales, los cambios de uso de suelo y

las descargas ilegales han convertido las escorrentías en fuentes permanentes de inundación y contaminación. Estas afectan a gran parte de la ciudad, especialmente a las zonas populares situadas aguas abajo y a cuerpos de agua como la presa San José que suministra a una parte de los habitantes, y los ríos Paisanos, Santiago y Españita en los cuales se produjeron focos de infección y diversos riesgos (Figura 1). Además, la infiltración de contaminantes compromete el acuífero del que depende más del 75 % de la población.

3. Escorrentías urbanas: los nuevos ríos tóxicos

La lluvia que cae en una ciudad ya no es limpia. En su recorrido sobre la superficie, recoge una gran cantidad de partículas finas, aceites, hidrocarburos, restos de llantas, fertilizantes, detergentes y microplásticos (Figura 2). De acuerdo con estudios como los de Li, Shan y Yin (2012), se estima que se puede concentrar hasta el 80% de la carga contaminante total que trae consigo la primera parte de una lluvia.

Figura 1. Contaminación y desigualdad socioambiental en el Río Paisanos: el costo invisible de las escorrentías urbanas



Tomado de Rivera (2021).

Los metales pesados como el cobre, zinc y plomo provienen del desgaste de vehículos y techos galvanizados. En talleres y en las calles se acumulan hidrocarburos y grasas, mientras que los microplásticos son resultado del desgaste de neumáticos y la basura doméstica. Toda esa mezcla de químicos termina siendo arrastrada por el drenaje pluvial hacia ríos o embalses, donde genera problemas

Figura 2. Contaminación invisible por escorrentías urbanas



Recuperado de Arcannwastedev (2024).

como la eutrofización, pérdida de oxígeno y muerte de fauna acuática.

En áreas marginadas, donde las calles no están pavimentadas y los drenajes se encuentran abiertos, la exposición es directa. Los niños juegan en cauces y las viviendas se inundan con agua cargada de residuos. Al final, la escorrentía se convierte en una manifestación de desigualdad, mostrando

cómo el modelo urbano beneficia a unos pocos mientras pone en riesgo a muchos (Quintero, 2021).

4. Desigualdad socioespacial y justicia ambiental

La justicia ambiental analiza cómo los costos ecológicos del desarrollo se distribuyen de forma desigual entre distintos grupos sociales (Boelens, 2015; Sultana y Loftus, 2012). En el ámbito del agua, esta inequidad se manifiesta en la disponibilidad, la calidad y la exposición a riesgos como la escasez o las inundaciones. En muchas ciudades latinoamericanas —como Ciudad de México, Querétaro, San Luis Potosí, Lima o Buenos Aires— las zonas de alto ingreso suelen ubicarse en áreas elevadas, con servicios seguros y tratamiento adecuado, mientras que los barrios populares, asentados en laderas o zonas bajas, reciben las escorrentías urbanas y padecen drenaje deficiente, contaminación y daños recurrentes. La desigualdad también es política: las comunidades más afectadas tienen poca voz en la planificación urbana y en la gestión del agua.

Casos como el Canal del Río Santiago en Jalisco o el Río Paisanos en San Luis Potosí evidencian cómo la especulación urbana y la industrialización impactan a los sectores más vulnerables sin mecanismos efectivos de compensación o reparación. Desde la perspectiva de la justicia hídrica, la contaminación difusa urbana revela un modelo de desarrollo desigual: quienes más contaminan son quienes menos sufren sus consecuencias.

5. Gobernanza y políticas públicas

La gestión de la contaminación difusa en México y América Latina enfrenta una fuerte falta de regulación. Las normas ambientales se concentran en descargas puntuales y no contemplan la complejidad de las fuentes dispersas (CONAGUA, 2023). Además, las instituciones operan de manera fragmentada —agua, suelo, residuos y aire se gestionan por separado—, lo que impide un enfoque integral de la cuenca urbana.

Ante este escenario, han comenzado a surgir estrategias innovadoras, como redes de ciencia ciudadana que impulsan el monitoreo de la calidad

del agua mediante kits y sensores comunitarios en regiones como Yucatán, Michoacán y Chiapas (Flores et al., 2013; Hernández, Giraldo y Camarena, 2025), fortaleciendo la transparencia y la detección temprana de focos contaminantes.

Asimismo, la infraestructura verde —jardines de lluvia, humedales urbanos o pavimentos permeables— ofrece soluciones accesibles para filtrar contaminantes antes de que lleguen a los cuerpos de agua. Su incorporación en zonas periféricas puede reducir desigualdades y aumentar la resiliencia urbana. Finalmente, la gobernanza del agua debe asumir la justicia ambiental como principio rector: las políticas de saneamiento y drenaje han de garantizar no solo eficiencia técnica, sino también el derecho universal a un entorno limpio y seguro.

6. Conclusiones

La contaminación difusa en las ciudades no es algo que simplemente ocurre por naturaleza, sino resultado de una planificación urbana que separa el bienestar de unos de la exposición de otros. La es-

correntía urbana —esa “lluvia sucia” que corre por las calles— revela tanto la huella química como la huella social de la ciudad.

Enfrentar este reto requiere un cambio de paradigma. La gestión del agua debe trascender la visión sectorial y orientarse hacia la cuenca urbana como unidad de justicia ambiental, reconociendo las interconexiones entre la infraestructura, el territorio y la ciudadanía.

Es necesario fortalecer la educación ambiental, promover la participación comunitaria y priorizar inversiones en infraestructura verde en las zonas más vulnerables. Solo de este modo, se podrá revertir la tendencia de convertir los cauces urbanos en vertederos invisibles.

Finalmente, la contaminación difusa también propaga la desigualdad. Abordarla significa no solo limpiar el agua, sino también transformar las relaciones de poder que determinan quién contamina, quién se beneficia y quién paga por el modelo urbano. 

Bibliografía

Allen, A. (2009). Sustainable cities or sustainable urbanisation? *Palette: UCL's journal of sustainable cities*, Summer 2009 edition. University College London. Recuperado de www.ucl.ac.uk/sustainable-cities. <https://share.google/rIOe6XBRh367CvqFi>

Arcannwastedev (23 de junio de 2024). What are the Environmental Consequences of Improper Garbage Disposal in Oceans and Water Bodies? in 2024. Arcann Companies LLC. <https://blog.arcannwaste.com/environmental-consequences-of-improper-garbage-disposal-in-oceans/>

Boelens, R. (2015). *Water, Power and Identity: The Cultural Politics of Water and Development*. Routledge. <https://doi.org/10.4324/9781315867557>

Bullard, R.D., Agyeman, J., & Evans, B. (Eds.). (2003). *Just Sustainability: Development in an Unequal World* (1st ed.). Routledge. <https://doi.org/10.4324/9781849771771>

Comisión Nacional del Agua, México (CONAGUA) (2023). Informe de la Calidad del Agua. https://www.gob.mx/conagua/articulos/indicadores-de-calidad-del-agua?idiom=es&utm_source=chatgpt.com

Flores-Díaz, A. C., Ramos-Escobedo, M. G., Ruiz-Córdova, S. S., Manson, R., Aranda, E., & Deutsch, W. G. (2013). Monitoreo comunitario del agua: Retos y aprendizaje desde la perspectiva de Global Water Watch-México. Global Water Watch-México, A.C. https://riaaver.org/sites/default/files/2024-03/Monitoreo_Comunitario_del_Agua_GWW.pdf

Hernández Aguilar, B., Giraldo, M. E. y Camarena, A. S. (2025). La gobernanza comunitaria del agua: un acercamiento conceptual desde la experiencia del monitoreo participativo de cenotes en Yucatán, México. Península, XX(2) 123-149. https://www.researchgate.net/publication/393325015_LA_GOBERNANZA_COMUNITARIA_DEL_AGUA_UN_ACERCAMIENTO_CONCEPTUAL DESDE LA EXPERIENCIA DEL MONITOREO PARTICIPATIVO DE CENOTES EN YUCATAN MEXICO

Li, L., Shan, B. & Yin, C. (2012). Stormwater runoff pollution loads from an urban catchment with rainy climate in China. *Front. Environ. Sci. Eng.* 6, 672-677. <https://doi.org/10.1007/s11783-012-0447-2>

Müller, A., Österlund, H., Marsalek, J. y Viklander, M. (2020). The pollution conveyed by urban runoff: A review of sources. *Science of The Total Environment* (709). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136125>

Quintero-García, J. A. (2021). Inundaciones en Asentamientos de Clase Trabajadora en el Valle Metropolitano de San Luis Potosí: Urbanización Capitalista y División Social del Espacio. Estudio de caso. [Tesis de Doctorado]. El Colegio de San Luis, A.C. <http://colsan.repositorioinstitucional.mx/jspui/handle/1013/1570>

Rivera, N. (2021). Convertido en canal de desechos, El Río Paisanos. El Sol de San Luis. <https://oem.com.mx/elsoldesanluis/local/convertido-en-canal-de-desechos-el-rio-paisanos-17288604>

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) (2019). Informe de la Situación del Medio Ambiente en México, edición 2018. <https://nuevaescolamexicana.sep.gob.mx/contenido/recurso/24216/>

Sultana, F., y Loftus, A. (Eds.). (2012). *The Right to Water: Politics, Governance and Social Struggles* (1st ed.). Routledge. <https://doi.org/10.4324/9780203152102>

IMPACTO ECONÓMICO Y SOCIAL DE LA CONTAMINACIÓN DIFUSA EN COMUNIDADES RURALES Y URBANAS DE AGUASCALIENTES: RETOS PARA LA GESTIÓN SOSTENIBLE DEL AGUA.



EDUARDO ENRIQUE MERODIO MORALES, HILDA ELIZABETH
REYNEL ÁVILA, DIDILIA ILEANA MENDOZA CASTILLO

TECNOLÓGICO NACIONAL DE MÉXICO - INSTITUTO TECNOLÓGICO DE AGUASCALIENTES

Resumen: En este artículo se analizan los efectos de la contaminación difusa en los recursos hídricos, y su impacto en comunidades rurales y urbanas de Aguascalientes tanto a nivel económico como social. Se describen los principales factores y sus consecuencias en la salud pública, la productividad local y los costos operativos de los organismos operadores. Se concluye que es necesario un enfoque integral que contribuya a la implementación de acciones en los diferentes sectores sociales y económicos para evitar o disminuir impactos mayores en la población por este tipo de contaminación.

Introducción

El estado de Aguascalientes está conformado por 11 municipios, una población de 1.6 millones de habitantes y una superficie de 5,589 km². Los indicadores de calidad de vida de entidad federativa destacan a nivel nacional, pero también enfrenta importantes desafíos en la gestión de sus recursos hídricos. El crecimiento poblacional y el desarrollo industrial y agrícola han incrementado las fuentes de contaminación difusa, las cuales están asociadas a actividades domésticas, agropecuarias e industriales sin un punto único de descarga (véase Figura 1). Adicionalmente, las descargas clandestinas, los

Figura 1.- Fuentes de contaminación difusa en Aguascalientes

drenajes improvisados, el manejo inadecuado de residuos y la falta de infraestructura sanitaria han agravado los riesgos ambientales, sociales y económicos para la población.

El análisis del impacto de la contaminación difusa en el ámbito económico y social es necesario para comprender los desafíos de la gestión sostenible del agua. En este artículo se presente un breve análisis

para mostrar cómo la falta de infraestructura, la vulnerabilidad social y la débil gobernanza generan riesgos hídricos que afectan la salud, la productividad, los costos de operación y el funcionamiento comunitario del estado de Aguascalientes.

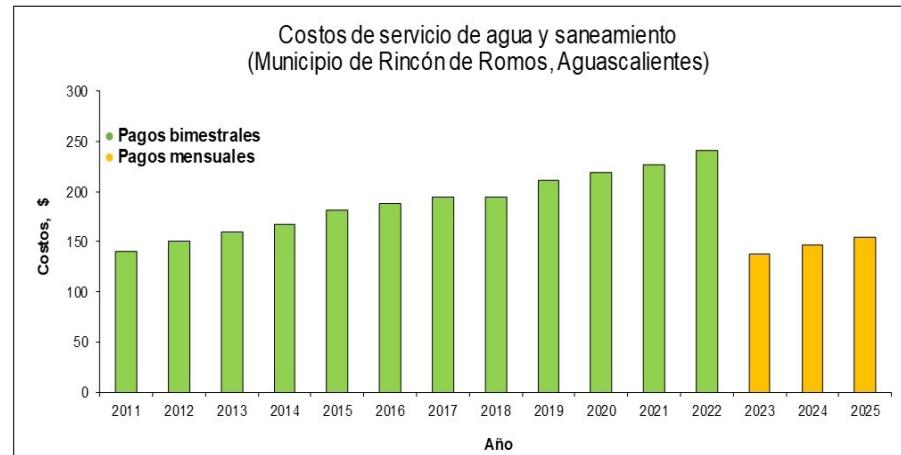
Impacto económico de la contaminación difusa

La contaminación difusa es generada por escorrentimientos agrícolas, infiltraciones urbanas y descargas no reguladas. Por tanto, no se tiene control sobre ella y ocasiona que se eleven los costos de gestión. Uno de los principales impactos económicos derivados de la contaminación difusa se manifiesta en el incremento de los costos de operación vinculados a la potabilización y

tratamiento del agua. La presencia constante de contaminantes en fuentes superficiales y subterráneas obliga a los organismos operadores a destinar cada vez más recursos en procesos de desinfección y saneamiento. En particular, la intensificación de la cloración en los sistemas de abastecimiento y la operación continua de plantas de tratamiento representan una carga financiera significativa que debe ser absorbida por los presupuestos locales y por los usuarios que reciben los servicios de agua y drenaje.

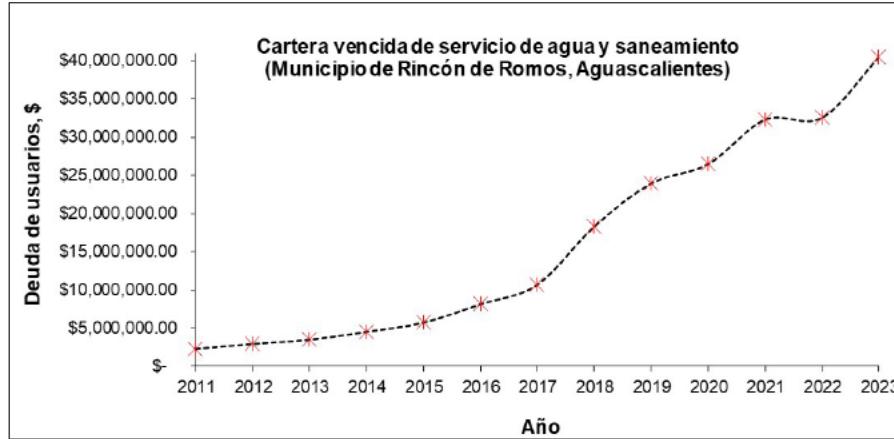
Un ejemplo dentro del estado de Aguascalientes es el municipio de Rincón de Romos, donde se migró de una tarifa bimestral a una tarifa mensual asociada a gastos operativos que

Figura 2. Tarifas por servicio de agua potable y saneamiento en el municipio de Rincón de Romos, Aguascalientes.



incluyen los procesos de desinfección y tratamiento de aguas residuales (véase Figura 2). La consecuencia más notoria fue un impacto negativo económico en las finanzas de los usuarios y un incremento en la cartera vencida del órgano operador de agua potable (Figura 2.1). Zlati et al. (2024) han indicado que los elevados niveles de contaminación, combinados con la densidad poblacional, ejercen una presión financiera desproporcionada sobre los sistemas de agua potable. Cuando los costos de operación crecen de forma acelerada, las autoridades

Figura 2.1 Cartera Vencida por servicio de agua potable y saneamiento en el municipio de Rincón de Romos, Aguascalientes.



dades locales enfrentan el dilema de elevar las cuotas para los usuarios o reducir los recursos destinados a otros servicios esenciales aunados a las tasas inflacionarias.

En localidades con presupuestos limitados, la capacidad financiera restringida limita la posibilidad de absorber internamente estos costos adicionales, por lo que se opta en varios casos por elevar las tarifas, afectando directamente la economía de las familias, en particular aquellas con ingresos reducidos que destinan un mayor porcentaje de

su presupuesto al pago de servicios básicos. En otros escenarios, los gobiernos municipales se ven obligados a recortar inversiones en diversas áreas, generando un efecto negativo en la calidad de vida de la población.

A nivel comunitario, estos impactos económicos se reflejan en una creciente inconformidad social, pues los usuarios perciben un servicio más costoso, aunque no necesariamente de mayor calidad. De igual forma, los organismos operadores enfrentan dificultades para sostener la eficiencia de los sistemas, ya que los recursos que deberían destinarse a la modernización de la infraestructura o a la incorporación de nuevas tecnologías se canalizan a cubrir gastos operativos inmediatos.

Por otro lado, la actividad agrícola y el uso de fertilizantes y agroquímicos reducen la fertilidad natural del suelo y obligan a los productores a realizar mayores inversiones en insumos químicos. Alvarado-Velázquez et al. (2022) destacan que la contaminación difusa por las actividades agrícolas es una de las principales causas de degradación de cuerpos de agua y suelos productivos, afectando especialmente a pequeños y medianos agricultores (véase la Figura 3).

Un tercer impacto generado por la contaminación difusa está asociado a la disponibilidad y costos de extracción de agua subterránea. En Aguascalientes, la sobreexplotación de acuíferos se agrava con la infiltración de contaminantes. De acuerdo con

Figura 3. Tipos de títulos de concesión en Aguascalientes



el Registro Público de Derechos de Agua (REPDA) de la Comisión Nacional del Agua, en dicho estado existen 6371 títulos de concesión para la explotación del recurso hídrico por un total de 597,976,676.30 m³ de los cuales el 40% corresponde al sector agrícola (Figura 3). De acuerdo con Karandish et al. (2025), la explotación insostenible y la contaminación ponen en riesgo la viabilidad futura del agua, obligando a perforar pozos más profundos y elevando los costos asociados con el gasto

energético e infraestructura, lo cual afecta las finanzas públicas y familiares.

Impacto social de la contaminación difusa

A nivel social, la contaminación difusa representa uno de los problemas más complejos en la gestión del agua, no solo por sus repercusiones ambientales, también por sus efectos en la salud, la equidad y la gobernanza de la sociedad. Por ejemplo, la infiltración de nitratos y otros compuestos derivados del uso intensivo de fertilizantes en la agricultura constituye un riesgo directo para la salud pública, ya que estos contaminantes alcanzan los acuíferos de los que dependen varias comunidades rurales para su abastecimiento.

Figura 4. Deficiencias de infraestructura en zonas rurales de Aguascalientes



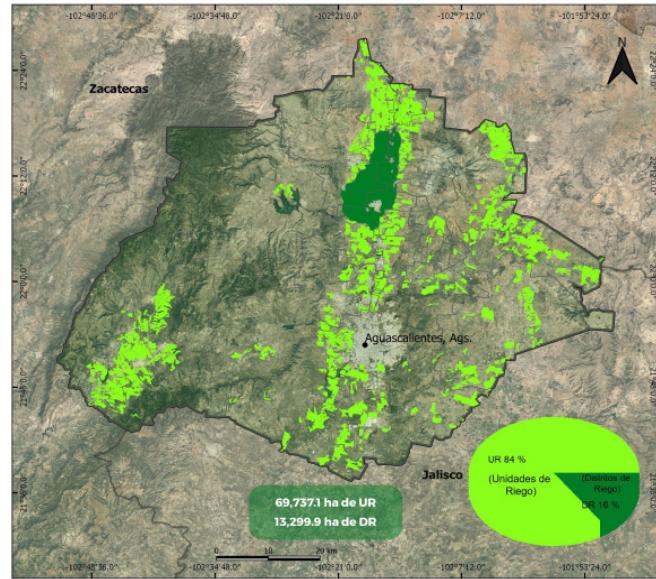
Diversos estudios realizados en América Latina indican que la ausencia de tratamiento en más del 70 % de las aguas residuales urbanas incrementa la incidencia de enfermedades gastrointestinales, crónicas e incluso puede causar afecciones graves como la metahemoglobinemía infantil (Rojas-Fabro et al., 2015). En Aguascalientes, esta situación se vuelve particularmente crítica en comunidades rurales sin drenaje sanitario, donde la exposición a aguas contaminadas es constante y directa (ver Figura 4)

A pesar de que en México más del 90 % de la población tiene acceso a fuentes de agua potable clasificadas como mejoradas, persisten importantes desigualdades en términos de saneamiento y calidad entre áreas urbanas y rurales (Padilla-Rivera et al., 2016). Estas brechas generan inequidad social, especialmente en municipios donde las familias asentadas en periferias o en comunidades agrícolas dispersas enfren-

tan limitaciones para acceder a agua segura y suficiente. El estado de Aguascalientes cuenta (a lo largo de todo su territorio) con diversas zonas agrícolas. De forma particular, la zona norte (municipios de Asientos y Rincón de Romos) concentran las mayores actividades en este sector (SADER, 2025) donde el uso de pesticidas y agroquímicos son usados para la producción de alimentos agrícolas (Figura 5). Por tanto, el derecho humano al agua de calidad no se garantiza de manera equitativa, lo que profundiza las desigualdades estructurales y la vulnerabilidad de los grupos de bajos ingresos.

Es claro que la contaminación difusa afecta la cohesión social y la gobernanza del agua, y genera conflictos cuando los costos de gestión como tarifas por tratamiento y potabilización se perciben injustos. Este escenario puede ocurrir en zonas donde coinciden la agricultura de alta demanda hídrica y ciudades en crecimiento, pues la sociedad considera inequitativas las tarifas agrícolas frente a las domésticas. Es allí donde diferentes investigaciones sobre gobernanza en México destacan la necesidad de enfoques participativos y de justicia territorial

Figura 5.- Zonas agrícolas en Aguascalientes



para mejorar la gestión de los recursos naturales, promoviendo mecanismos de corresponsabilidad y confianza institucional derivado de la inequidad de las condiciones de la sociedad (Ortiz-García, 2022). Desafortunadamente, las malas prácticas y

políticas públicas inapropiadas, así como los intereses particulares no han permitido que se tenga un avance verdadero, sustancial y significativo en este rubro. En Aguascalientes, la coexistencia de agricultores, las comunidades urbanas y la politización constante intensifican la tensión por el acceso a los servicios y la percepción de desigualdad en la distribución de beneficios y cargas, dificultando el fortalecimiento de la integración social.

Conclusiones

La gestión sostenible del agua frente a la contaminación difusa requiere estrategias integrales que articulen acciones técnicas, institucionales y sociales. En el ámbito agronómico, la agricultura de conservación y el uso racional de fertilizantes disminuyen la escorrentía de nutrientes y pesticidas y, por ende, se minimizan los problemas de contaminación asociados a estos. La infraestructura híbrida como biodigestores y humedales artificiales ofrece soluciones para comunidades rurales sin plantas de tratamiento. A nivel institucional, es necesario fortalecer la gobernanza mediante comités mixtos entre agricul-

tores, autoridades y población urbana para vigilar y mitigar la contaminación difusa con acuerdos de corresponsabilidad. El monitoreo permanente de la calidad del agua y las campañas de sensibilización mediante espacios de cultura del agua son esenciales para fomentar un uso responsable de este recurso. En Aguascalientes, esta problemática representa una amenaza ambiental que afecta la salud pública, genera inequidad y tensiona la gobernanza. Se requiere una visión integral que articule ciencia, innovación técnica, participación ciudadana y políticas públicas sólidas para garantizar la sostenibilidad del agua y la resiliencia comunitaria. ♦

Referencias

- Rojas-Fabro, A. Y., Pacheco-Ávila, J. G., Esteller-Alberich, M. V., Cabrera-Sansores, S. A., Camargo-Valero, M. A. (2015). Spatial distribution of nitrate health risk associated with groundwater use as drinking water in Merida, Mexico. *Applied Geography*, 65, 49-57. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2015.10.004>
- Ortiz-García, S. O., Saynes-Santillan, V., Bunge-Vivier, V., Anglés-Hernández, M., Pérez, M. E., Prado, B. (2022). Soil governance and sustainable agriculture in Mexico. *Soil Security*, 7, 100059. <https://doi.org/10.1016/j.soisec.2022.100059>
- Karandish, F., Liu, S., de Graaf, I. (2025). Global groundwater sustainability: A critical review of strategies and future pathways. *Journal of Hydrology*, 657, 133060. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2025.133060>
- Padilla-Rivera, A., Morgan-Sagastume, J. M., Noyola, A., Güereca, L. P. (2016). Addressing social aspects associated with wastewater treatment facilities. *Environmental Impact Assessment Review*, 57, 101-113. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2015.11.007>
- Alvarado-Velázquez, J., García-Meneses, P. M., Esse, C., Saavedra, P., Morales-Trosino, R., Bonifáz-Alfonzo, R., Mazari-Hiriart, M. (2022). Spatially explicit vulnerability analysis of contaminant sources in a karstic watershed in southeastern Mexico. *Applied Geography*, 138, 102606. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2021.102606>
- Zlati, M. L., Antohi, V. M., A., Ionescu, R. V., Iticescu, C., Georgescu, L. P. (2024). Quantifying the impact of the water security index on socio-economic development in EU27. *Socio-Economic Planning Sciences*, 93, 101912. <https://doi.org/10.1016/j.seps.2024.101912>

IMPACTO DE LAS PRÁCTICAS AGRÍCOLAS EN LA CONTAMINACIÓN POR NUTRIENTES, PLAGUICIDAS Y SEDIMENTOS: ESTUDIO Y DIAGNÓSTICO PARA LAS AGUAS DE CULIACÁN Y EL ESTADO DE SINALOA.

SOFIA FERNANDA ZAVALA MEZA, CAROLINA LEYVA

INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL, CICATA U. LEGARIA,
LABORATORIO NACIONAL DE CIENCIA, TECNOLOGÍA Y GESTIÓN INTEGRADA DEL AGUA
(LNAGUA)



Resumen: En el estado de Sinaloa, uno de los principales productores agrícolas de México, se ejerce una presión constante sobre los recursos hídricos y presenta problemas de contaminación difusa originada por fertilizantes, plaguicidas y sedimentos que se dispersan desde campos, canales y drenes hacia ríos, presas, lagunas costeras y acuíferos. Este trabajo revisa diagnósticos de seguridad hídrica y estudios de calidad del agua en la cuenca del río Culiacán y zonas costeras de Sinaloa, evidenciando cargas constantes de nitratos y fosfatos, presencia de residuos de plaguicidas, y una elevada producción de sedimentos que transportan contaminantes

y afectan la infraestructura hidráulica, la salud pública y los hábitats acuáticos. Se discuten medidas de manejo como la optimización del uso de fertilizantes, el control integrado de plagas, la restauración de vegetación ribereña y la gestión integrada de cuenca, necesarias para compatibilizar productividad agrícola y calidad del agua en Sinaloa.

Introducción

El estado de Sinaloa es uno de los centros agrícolas más importantes de México. Su producción intensiva de hortalizas y granos abastece mercados nacionales e internacionales, destacándose por su

alto rendimiento. Sin embargo, la zona hídrica de Culiacán resiente un gran impacto ambiental que frecuentemente pasa desapercibido: la contaminación difusa proveniente de las prácticas agrícolas.

La contaminación difusa no surge de una fuente puntual como descargas industriales o drenajes municipales, sino de múltiples áreas dispersas como campos, canales de riego, drenes, suelos fertilizados y superficies expuestas, que al combinarse transportan nutrientes, sedimentos y plaguicidas hacia ríos, presas, lagunas costeras y acuíferos, representando una amenaza creciente para el agua destinada al consumo humano, la salud pública y los ecosistemas acuáticos.

En este artículo se busca dar a conocer cómo las prácticas agrícolas impactan la calidad del agua en la cuenca del río Culiacán y las zonas costeras de Sinaloa, teniendo como contaminantes clave nutrientes, plaguicidas y sedimentos. Se discuten consecuencias, casos concretos de la región y posibles soluciones basadas en buenas prácticas y manejo sostenible.

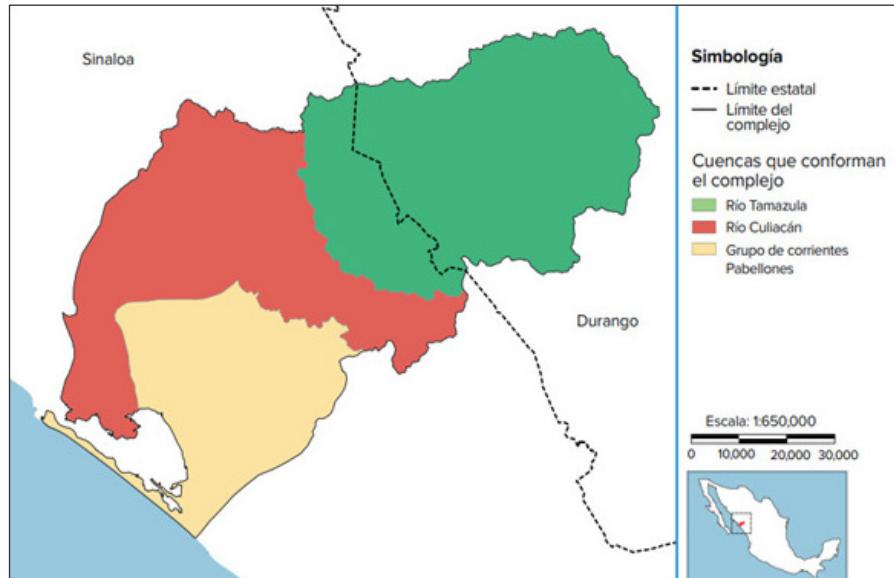
Desarrollo

La cuenca del río Culiacán se caracteriza por un extenso sistema de riego agrícola que incluye canales, drenes y presas (véase Figura 1). La extracción de agua para la agricultura es muy elevada, lo que, combinado con el uso constante de fertilizantes y agroquímicos, crea condiciones favorables para la contaminación difusa (CONAGUA, 2024). De hecho, los diagnósticos de seguridad hídrica reportan que el uso agrícola del agua es una de las principales fuentes de presión sobre los cuerpos hídricos de la región (UNDP, 2025).

El uso intensivo de fertilizantes nitrogenados, clorados y fosforados puede generar lixiviación y escorrentía de nitratos y fosfatos hacia el agua subterránea y superficial. Esta contaminación se encuentra bien documentada para la cuenca agrícola de Culiacán, donde los diagnósticos indican una carga constante de nitrógeno que podría contribuir a problemas de eutrofización (UNDP, 2025).

Por otro lado, en las zonas costeras de Sinaloa (véase Figura 2) estudios sobre las lagunas han encontrado altas concentraciones de nutrientes

Figura 1. Localización del complejo del Río Culiacán
(Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, 2025)

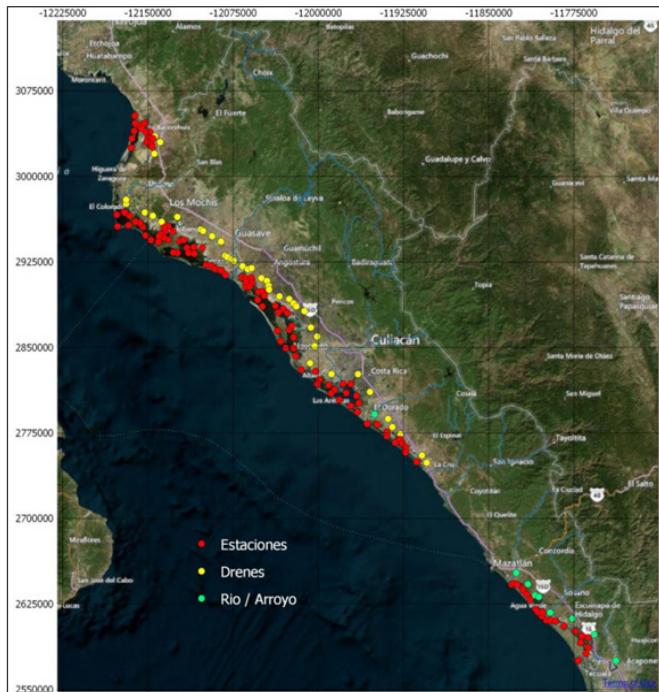


como nitrógeno y fósforo en el agua y en los sedimentos, evidencia de que los aportes desde la cuenca interior agrícola afectan también a los ecosistemas costeros (Romero, y otros, 2014). Esa sobrecarga de

nutrientes puede desencadenar floraciones de algas, disminución de oxígeno disuelto y pérdida acuática.

Además, desde la perspectiva del agua potable, la presencia elevada de nitratos en acuíferos representa un peligro para la salud humana. Las comunidades que dependen de pozos para su abastecimiento pueden estar en riesgo, ya que el agua subterránea contaminada con nitratos puede causar metahemoglobinemia en lactantes (“síndrome del bebé azul”) y, al transformarse en nitritos en el estómago, favorecer la formación de N-nitrosaminas, compuestos potencialmente carcinógenos para el tracto digestivo (CONAGUA, 2024; Programa

Figura 2. Ubicación de las estaciones de muestreo distribuidas en los sistemas lagunares del estado de Sinaloa.



Los círculos rojos representan las estaciones de muestreo en el interior de los sistemas lagunares; los amarillos corresponden a drenes agrícolas y los verdes representan los ríos y arroyos seleccionados (Romero, y otros, 2014).

de las Naciones Unidas para el Desarrollo, 2025).

La aplicación de plaguicidas en la agricultura de Sinaloa no es menor. Se utilizan compuestos como organofosforados, carbamatos, piretroides y algunos plaguicidas persistentes. Esta práctica ha sido señalada como un factor importante de contaminación del agua, tanto superficial como subterránea (García-Gutiérrez & Rodríguez-Meza, 2012).

García-Gutiérrez y Rodríguez-Meza (2012) demostraron que estos compuestos pueden acumularse en sedimentos y biota acuática. Particularmente, en los sedimentos de cuerpos de agua en Sinaloa se han detectado desde hace más de una década niveles que exceden los

límites seguros para organismos bentónicos (como corales, mejillones y almejas), lo cual puede generar bioacumulación y efectos ecológicos a largo plazo.

Un estudio integral de la presa Sanalona mostró la presencia de residuos de plaguicidas en el sedimento, lo que sugiere que estos compuestos están siendo transportados desde las zonas agrícolas hasta los reservorios hídricos utilizados para riego y consumo (Amabilis-Sosa, López Ortiz, Mejía Rojo, Roé Sosa, & Mendivil, 2021).

Los sedimentos son frecuentemente subestimados como contaminantes, pero en la cuenca agrícola de Sinaloa desempeñan un papel clave. La erosión del suelo causada por la labranza, el riego y la falta de coberturas vegetales genera una gran cantidad de partículas que son transportadas por escorrentía hacia drenes y cuerpos de agua (Romero, y otros, 2014).

Estos sedimentos no solo aumentan la turbidez del agua, sino que transportan nutrientes y plaguicidas adsorbidos. En las lagunas costeras de Sinaloa, los estudios han identificado que los sedimentos

llevan fósforo, metales y agroquímicos (Romero, y otros, 2014). Los sedimentos también pueden afectar la operación de infraestructuras hidráulicas, como presas y canales, al rellenarlos, y alterar las condiciones ecológicas de los sistemas acuáticos al reducir la claridad del agua, tapar hábitats bentónicos y modificar procesos biogeoquímicos.

Adicionalmente, proyecciones recientes sugieren que factores como el cambio climático y la expansión agrícola podrían aumentar la carga de sedimentos en futuras décadas (Mendivil, Amabilis-Sosa, Roé Sosa, & Náhuatl Canché, 2021).

La cuenca del río Culiacán ha sido objeto de múltiples estudios que documentan cómo la agricultura intensiva incide en la calidad del agua, encontrándose desde incrementos de sólidos suspendidos, turbidez, nutrientes y coliformes cerca de zonas agrícolas, hasta plaguicidas y sedimentos acumulados en cuerpos más lejanos y zonas costeras (Mendivil, Amabilis-Sosa, Rodríguez-Mata, & Rangel-Peraza, 2020; Mendivil, Amabilis-Sosa, Roé Sosa, & Náhuatl Canché, 2021).

El diagnóstico del UNDP (2025) llama la atención sobre la necesidad de fortalecer el monitoreo, implementar buenas prácticas agrícolas y diseñar políticas que integren la gestión del agua con la protección ambiental. En particular, se subraya la importancia de manejar la cuenca como un sistema integrado en el que los agricultores, investigadores, las autoridades y las comunidades deben colaborar para reducir la contaminación difusa.

Entre las medidas que se están tomando para mitigar ese impacto, destacan la acción de investigadores locales, como los del grupo del Dr. Amabilis-Sosa, que han desarrollado sistemas avanzados de tratamiento de aguas residuales que no solo remueven contaminantes, sino que permiten reutilizar el agua tratada para riego agrícola, regresando nutrientes al suelo y reduciendo la dependencia de agroquímicos. Además, sus resultados han sido compartidos con distritos de riego, organizaciones agrícolas y organismos como la CONAGUA, y se han utilizado para respaldar políticas de gestión hídrica y ambiental a nivel regional (Sosa, 2025).

Conclusiones

El modelo agrícola de Sinaloa, especialmente en la cuenca de Culiacán, ha logrado un crecimiento productivo notable, pero también ha generado una presión ambiental muy alta sobre los recursos hídricos. La combinación de fertilización intensiva, aplicación de plaguicidas y prácticas de labranza ha convertido los nutrientes, los químicos agrícolas y los sedimentos en contaminantes difusos que amenazan tanto la salud pública como los ecosistemas acuáticos.

Para abordar estos retos es necesario un cambio hacia prácticas agrícolas más sostenibles. Algunas acciones clave serían la optimización del uso de fertilizantes, el control integrado de plagas, la restauración de vegetación ribereña, la implementación de barreras para evitar la erosión y la mejora del monitoreo de la cuenca. Además, una gestión integrada del agua que reúna a agricultores, autoridades y comunidades puede ofrecer una vía eficaz para reducir la contaminación difusa sin sacrificar la productividad agrícola. La agricultura y la calidad del agua no son objetivos incompatibles: con

políticas, tecnologías y compromiso, Sinaloa puede avanzar hacia un modelo más sostenible donde la riqueza productiva conviva con recursos hídricos sanos y ecosistemas vigorosos. ♦

Bibliografía

Amabilis-Sosa, L. E., López Ortiz, M. D., Mejía Rojo, G., Roé Sosa, A., & Mendivil, K. (2021). Estudio integral del agua y sedimentos de la presa Sanalona, Sinaloa, México enfocado al uso y consumo de la industria agrícola. En Sustentabilidad y Desarrollo I: Aspectos Socioecológicos.

CONAGUA. (2024). Distrito de Riego 2504 Sinaloa. Obtenido de Comisión Nacional del Agua: https://sigagis.conagua.gob.mx/gas1/Edos_Acuiferos_18/sinaloa/DR_2504.pdf

García-Gutiérrez, C., & Rodríguez-Meza, G. D. (septiembre-diciembre de 2012). PROBLEMÁTICA Y RIESGO AMBIENTAL POR EL USO DE PLAGUICIDAS EN SINALOA. *Ra Ximhai*, 8(3b), 1-10.

Mendivil, K., Amabilis-Sosa, L. E., Rodríguez-Mata, A. E., & Rangel-Peraza, J. G. (2020). Assessment of intensive agriculture on water quality in the Culiacan River basin, Sinaloa, Mexico. *Environmental Science and Pollution Research*

Mendivil, K., Amabilis-Sosa, L. E., Roé Sosa, A., & Náhuat Canché, L. V. (2021). Escenarios futuros de la calidad del agua del río Culiacán, México. Efectos del calentamiento global, cobertura agrícola y crecimiento poblacional. *Revista Latinoamericana del Ambiente y las Ciencias*, 46-57.

Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. (Enero de 2025). Diagnóstico de seguridad hídrica en la cuenca del río Culiacán. Obtenido de https://www.undp.org/sites/g/files/zskgke326/files/2025-01/re_culiacan.pdf

Romero, E., Aldana, G., Muñoz, E., Medina, P., Valdez, P., Bect, J., Romero, N. (2014). ESTUDIO DE LA CALIDAD DEL AGUA Y SEDIMENTO EN LAS LAGUNAS COSTERAS DEL ESTADO DE SINALOA, MÉXICO.

Sosa, L. E. (24 de septiembre de 2025). SANEAR LAS CUENCAS: EL PROYECTO SINALOENSE QUE BUSCA RECUPERAR EL AGUA Y PROTEGER LA SALUD. (C. d. Sinaloa, Entrevistador) Obtenido de <https://www.ccs.edu.mx/Nota/post/50?utm>

CONTAMINACIÓN DIFUSA: UN RETO PARA LA GESTIÓN COMUNITARIA DEL AGUA EN VILLA GUERRERO, ESTADO DE MÉXICO

OCTAVIO GUTIÉRREZ DOMÍNGUEZ

INVESTIGADOR POSTDOCTORAL, ICAR-UAEMÉX

CARLOS GALDINO MARTÍNEZ GARCÍA

PROFESOR-INVESTIGADOR, ICAR-UAEMÉX



Resumen: Villa Guerrero, municipio del sur del Estado de México, enfrenta un desafío complejo: la contaminación difusa del agua derivada de la agricultura intensiva. Con 3,148 hectáreas dedicadas a la floricultura -57% de su superficie agrícola- y una pérdida de 4,553 hectáreas de cobertura vegetal, el territorio experimenta presiones ambientales crecientes sobre sus manantiales, ríos y arroyos. A pesar de su riqueza hídrica, no hay un monitoreo sistemático de la calidad del agua, y estudios recientes reconocen que el impacto de pesticidas y fertilizantes no ha sido analizado en profundidad. Este artículo analiza la contaminación difusa en Villa

Guerrero mediante fuentes secundarias, estadísticas y análisis territorial. Se propone que la gestión comunitaria del agua constituye una estrategia viable para enfrentar este tipo de contaminación a través del monitoreo participativo, la regulación local de agroquímicos y la restauración territorial.

Introducción

El agua es un recurso primordial en las comunidades rurales que articula la vida comunitaria, las prácticas agrícolas y las relaciones sociales. Sin embargo, esta relación atraviesa un proceso de tensión. La agricultura intensiva ha propiciado la conversión

de paisajes naturales en campos agrícolas (Mancuso et. al., 2021), lo que ha generado presiones ambientales que se expresan de forma silenciosa pero persistente: la contaminación difusa del agua.

A diferencia de las descargas industriales o municipales, las fuentes de contaminación difusa no provienen de un punto identificable, “son resultado de un amplio grupo de actividades humanas en las que los contaminantes no tienen un punto claro de ingreso en los cursos de agua que los reciben, se trata de una contaminación más compleja de medir y controlar” (Ongley, 1997, p. 14).

Este artículo muestra la magnitud de este fenómeno en Villa Guerrero, Estado de México a partir de una revisión documental, y propone que, la gestión comunitaria del agua constituye una estrategia viable y necesaria para enfrentar este fenómeno.

Territorios agrícolas y vulnerabilidad hídrica en el sur mexiquense

Villa Guerrero, municipio del sur mexiquense, presenta un paisaje agrícola que expresa con claridad las tensiones entre agricultura intensiva y sostenibi-

lidad hídrica. En este municipio, la floricultura es la actividad económica predominante, y sus impactos ambientales tienen efectos directos sobre los cuerpos de agua locales (Velázquez et al., 2017).

Con una superficie de 210, 535 km² y 5,518 hectáreas sembradas, este territorio se ha configurado como uno de los principales productores de flores en México. La floricultura ocupa 3,148 hectáreas, es decir, el 57.48% de la superficie agrícola total, mientras que el resto se distribuye entre maíz (1374 hectáreas), aguacate (596 hectáreas) y fresa (155 hectáreas) (SIAP, 2022).

Entre 2007 y 2022, la producción de flor pasó de representar el 54.71% al 57.92% de las hectáreas cosechadas, alcanzado su punto más alto en 2014 con 59.45%. Este crecimiento ha implicado una transformación territorial: en las últimas décadas se han perdido 4,553 hectáreas de cobertura vegetal, mientras que las áreas de cultivos permanentes bajo invernadero se han incrementado en 3,913 hectáreas (Domínguez, 2024).

La vulnerabilidad hídrica de Villa Guerrero adquiere dimensiones particulares cuando se con-

sidera su riqueza natural. El municipio cuenta con ríos, arroyos, más de 20 manantiales y una presa (H. Ayuntamiento de Villa Guerrero, 2022). Sin embargo, esta abundancia hídrica contrasta con una realidad preocupante: de los manantiales registrados, solo uno es monitoreado de forma sistemática (IEECC, 2018), mientras que de las otras fuentes de agua no se tiene información.

Pero la vulnerabilidad no es únicamente biofísica, es social y económica. En las 44 localidades que conforman el municipio, no solo se debe garantizar el abasto y la operación cotidiana de la infraestructura hidráulica, sino también enfrentar los problemas derivados de la calidad del agua. Esta tarea se vuelve más compleja cuando el 70.62% de los 69,086 habitantes del municipio depende económicamente del sector primario, en específico, de la floricultura (IGECEM, 2022). Como señala Jesús Castillo (2016), esta actividad demanda grandes cantidades de agua gestionada por comités encargados de su control y distribución.

Contaminación difusa

La contaminación difusa está asociada a múltiples fuentes cuyo comportamiento es variable en el tiempo y en el espacio. Según la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), las principales fuentes no puntuales en territorios agrícolas son el “uso de plaguicidas, fertilizantes (...) y agroquímicos que son transportados corriente abajo por las aguas de escorrentía, inundaciones, transporte y deposición atmosféricas y/o erosión del suelo” (Rodríguez et al., 2019, p. 4). Los territorios con mayor presencia de agricultura intensiva presentan también mayores riesgos de contaminación difusa (CONAGUA, 2021; Rojas et al., 2021)

Villa Guerrero combina pendientes pronunciadas, suelos expuestos y uso intensivo de fertilizantes, depósito atmosférico asociado a quemas agrícolas y polvo industrial regional, factores que incrementan el arrastre de contaminantes durante los eventos de lluvia (Jara-Durán, 2012; Velázquez, 2017; Domínguez, 2024) (véase fotografía 1).

Fotografía 1. Villa Guerrero, Estado de México

Fuente: archivo personal, trabajo de campo noviembre 2025.

Un estudio reciente de López-Martínez et al. (2023) concluyó que los parámetros de calidad del agua en Villa Guerrero mostraron valores aceptables para consumo humano, pero reconoció que “existen factores antropológicos, como las actividades agrícolas, que generan un consumo descontrolado de pesticidas y fertilizantes en la región,

que podrían afectar su calidad. Estos factores aún no se han estudiado a detalle” (p. 32). Este vacío en el conocimiento científico es precisamente lo que caracteriza a la contaminación difusa: no existe una fuente puntual a la cual atribuir responsabilidades directas.

La gestión comunitaria: una propuesta frente a la contaminación difusa

Frente a la complejidad de la contaminación difusa y las limitaciones del monitoreo institucional, la gestión comunitaria del agua emerge no solo como una práctica existente, sino como una propuesta necesaria y viable para enfrentar este desafío ambiental.

Este tipo de gestión fortalece la gobernanza participativa y permite enfrentar desafíos ambientales desde una perspectiva territorial, especialmente cuando los recursos técnicos y financieros del Estado son insuficientes (Ostrom, 1990/2000; Soares, 2023). En este sentido, este artículo propone que la gestión comunitaria puede operacionalizarse frente a la contaminación difusa mediante tres ejes estratégicos articulados:

Tabla 1. Ejes estratégicos

Eje estratégico	Acción comunitaria	Impacto esperado
Monitoreo participativo	Observación de la calidad del agua de forma regular	Sistema de alerta temprana. Detectar cambios en la calidad del agua (olor, color, turbidez) antes de que existan mediciones técnicas.
Regulación local de agroquímicos	Acuerdos sobre zonas de protección	Reducción de carga contaminante Alternativas agroecológicas
Restauración territorial	Reforestación en áreas de recarga	Recuperación de capacidad de infiltración

Fuente: elaboración propia.

En Villa Guerrero, ya se realizan prácticas que contribuyen a reducir la contaminación difusa, aunque no siempre se reconozcan explícitamente como acciones ambientales: reforestación comunitaria en áreas de recarga hídrica, limpieza y mantenimiento de canales y bordos, regulación social del uso del fuego, acuerdos locales para limitar el uso de agroquímicos y protección comunitaria de manantiales.

Estas acciones demuestran que las comunidades poseen capacidad organizativa y conocimiento territorial para implementar medidas de prevención y mitigación. El desafío está en reconocer, fortalecer y escalar estas prácticas como una estrategia integral.

Conclusiones

Este artículo ha documentado con datos específicos la contaminación difusa en Villa Guerrero, llenando un vacío reconocido: el impacto de las actividades agrícolas sobre la calidad del agua aún no se ha estudiado a detalle.

La contribución de este trabajo es triple. Primero, vincula la transformación territorial con la vulnerabilidad hídrica. La pérdida de 4,553 hectáreas de cobertura vegetal y el incremento de 3,913 hectáreas de invernaderos han reconfigurado los procesos hidrológicos locales.

Segundo, visibiliza un vacío institucional crítico. Las fuentes de agua no son monitoreadas sistemáticamente, y la identifi-

cación-contabilización de fuentes de agua ha disminuido en los últimos 15 años.

Tercero, se propone la gestión comunitaria del agua como estrategia viable para enfrentar este fenómeno. Se reconoce la capacidad organizativa y prácticas comunitarias como herramientas de gobernanza ambiental que deben ser fortalecidas.

La contaminación difusa desafía los sistemas convencionales de monitoreo y control porque sus fuentes son múltiples y dispersas. Villa Guerrero posee tanto el problema como la solución: una crisis hídrica y una red comunitaria capaz de enfrentarla. Integrar la gestión comunitaria en las estrategias para hacer frente a la contaminación difusa es fundamental para construir soluciones territorialmente adaptadas. 

Bibliografía

Castillo Nonato, J. (2016). Entre la operatividad de la organización y las prácticas individuales de captación y de sustentabilidad de agua en Villa Guerrero, Estado de México, publicación en línea.

Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) (2021). Estadísticas del agua en México. Gobierno de México.

Domínguez, L. (2024). Floricultura intensiva y deforestación en Villa Guerrero, Estado de México. Un análisis desde las políticas públicas y la gobernanza, [Tesis de Maestría], Tijuana: El Colegio de la Frontera Norte.

H. Ayuntamiento de Villa Guerrero (2022). Plan de Desarrollo Municipal. GEM: Villa Guerrero.

Instituto Estatal de Energía y Cambio Climático (IEECC) (2018). Villa Guerrero. Gobierno del Estado de México.

Instituto de Información e Investigación Geográfica, Estadística y Catastral del Estado de México (IGECEM) (2022). Estadística Básica Municipal del Estado de México. GEM: Toluca.

Jara-Durán, K. A. (2012). Los fertilizantes y sus efectos ambientales. Agricultura y contaminación del agua, pp. 207-232. UNAM-IIE.

López-Martínez, J.A.; Gutiérrez-Segura E.; Solache-Rios, M.; Pacheco Salazar, V.F.; Fonseca-Montes de Oca, G.; y C. Rodríguez-Soto (2023). Assessment of water quality indices for human consumption and their comparison, Desalination and Water Treatment, vol. 311, pp. 26-33. <https://doi.org/10.5004/dwt.2023.29994>

Mancuso, G., Bencresciuto, G. F., Lavrnić, S. y Toscano, A. (2021). Contaminación difusa del agua procedente de la agricultura: Una revisión de soluciones naturales para la eliminación y recuperación de nitrógeno. Water, vol. 13, núm. 4, 1893. <https://doi.org/10.3390/w13141893>

Ongley, E.D. (1997). Contaminación agrícola de los recursos hídricos: Introducción, en Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos, FAO: GEMS/Water Collaborating Centre.

Ostrom, Elinor (19990/2000). El gobierno de los bienes comunes. La evolución de las instituciones de acción colectiva, Corina de Iturbide Calvo y Adriana Sandoval (traductores), Ciudad de México: UNAM-CRIM-FCE.

Rodríguez-Eugenio, N., McLaughlin, M. y Pennock, D. (2019). La contaminación del suelo: una realidad oculta. Roma, FAO.

Rojas-Rodríguez, I. S. Salazar-Solano, V. y Moreno-Dena, J. M. (2021). Simulación de la contaminación agrícola difusa en la cuenca baja del Río Mayo. *Agronomía Costarricense*, vol. 45, núm. 1, pp. 143-151. <https://dx.doi.org/10.15517/rac.v45i1.45733>

Velázquez, A., Sánchez, J. C., Adame Martínez, S., Paredes, J., y Mancino, M. (2017). Determinación de vulnerabilidad de acuíferos usando método SINTACS por aplicación de plaguicidas en suelos florícolas en Villa Guerrero, Estado de México. *Revista Universitaria de Geografía*, vol. 26, núm. 2, pp. 111-129.

Sistema de Información Agrícola y Pesquera (SIAP) (2022). Anuario Estadístico de la Producción Agrícola. <https://nube.siap.gob.mx/cierreagricola/>

Soares, D. y Gonzalo Hatch, K. (2023). Participación social en la gestión hídrica. Un acercamiento a la gestión comunitaria en una localidad rural del estado de Puebla (Méjico). *Revista de El Colegio de San Luis*, vol. 13, núm. 24. <https://doi.org/10.21696/rcsl132420231566>

ORGANIZACIÓN RURAL COMUNITARIA FREnte A LA EUTROFIZACIÓN DE LA PRESA ALLENDE Y AL ABANDONO INSTITUCIONAL COMO FUENTE DIFUSA.

GABRIELA MORALES AGUILAR

ENES UNAM LEÓN EXTENSIÓN SAN MIGUEL DE ALLENDE



Resumen: La presa Allende, ubicada en el municipio de San Miguel de Allende, Guanajuato, ha sido una fuente vital de agua para el riego agrícola, la ganadería, el abastecimiento humano, la recreación y el turismo. Sin embargo, recientemente este cuerpo de agua ha enfrentado una transformación ecológica significativa con la proliferación descontrolada del lirio acuático (*Eichhornia crassipes*), una planta invasora e indicadora de eutrofización que ha cubierto extensas áreas del espejo de agua, alterando usos, dinámicas ecológicas y relaciones sociales.

Lejos de tratarse de un fenómeno meramente natural, la expansión del lirio acuático es una

expresión concreta de procesos socioambientales más amplios, en los que confluyen políticas públicas, modelos de desarrollo territorial, prácticas agroindustriales, pactos económicos y la ausencia de gobernanza ambiental. Desde luego, esta invasión vegetal ha sido generada por fuentes difusas, pues no existe un factor único al que se le deba su aparición, sin embargo, existen causas clave que recaen sobre toda la extensión de este cuerpo de agua.

La erradicación del lirio acuático es compleja e incluso suele ser costosa. Además, requiere de trabajo coordinado entre comunidades, instituciones

gubernamentales y científicas. Este artículo presenta la lucha organizada de comunidades rurales, cuyo interés en rescatar la presa Allende fue palideciendo ante la falta de un apoyo sólido institucional.

Introducción

La presa Allende fue construida entre 1960 y 1968 (DOF, 2021), década correspondiente al auge de desarrollo infraestructural enmarcado en el periodo del milagro mexicano, donde la construcción de carreteras, sistemas agrícolas mecánicos e hidráulicos, entre otros, fueron vistos como clave para la modernización del país.

En aras de su construcción, varias comunidades indígenas y rurales que habitaban en los alrededores del río Laja fueron desplazadas y reubicadas en terrenos cercanos, en la zona urbana de San Miguel de Allende e incluso en otros municipios de Guanajuato y de Michoacán. El desplazamiento conllevó a la pérdida de tradiciones, de tierras consideradas como sagradas y a la separación de familias (Trujillo García, 2014).

No obstante, el embalse suscitó la aparición de diversas especies de flora y fauna; por ende, las comunidades aledañas a la presa Allende pasaron de dedicarse exclusivamente a la agricultura a combinar esta actividad con la pesca como nueva fuente de trabajo. Además, representó una nueva forma de transporte entre comunidades con la navegación, y en la región, el objetivo de facilitar el riego de tierras agrícolas en el bajío para mejorar la productividad se fue alcanzando (García y García, 2006).

Actualmente, la presa se encuentra altamente eutrofizada (DOF, 2021); sin embargo, a inicios del 90, sólo veinte años después de su inauguración, López López & Soto Galera (1993), señalaban que las condiciones del embalse promovían la hipereutrofia debido a una alta carga de fósforo presente.

Si bien, la eutrofización responde a la falta de una gestión sostenible del agua, a la sedimentación, a la falta de mantenimiento de la infraestructura y a factores como el cambio climático, existen otras causas antropogénicas correspondientes a dinámicas económicas y políticas representadas en contaminantes físicos, como nutrientes, químicos tóxicos

y patógenos provenientes de actividades agrícolas, de las áreas urbanas, de las operaciones industriales, así como de la deposición atmosférica (Abba & Sankarannair, 2024).

Causas

Actualmente, la presa Allende es receptora de aguas residuales, especialmente negras e industriales. En el municipio de San Miguel de Allende habitan aproximadamente 175 mil personas y recibe una cantidad importante de turistas y población trashumante.

La ciudad, en constante expansión, cuenta con una planta de tratamiento de aguas residuales con una capacidad nominal de 120 l/s; sin embargo, el municipio menciona que sólo se tratan 53.1 l/s (IMPLAN, 2021), muy debajo de la capacidad total de tratamiento de la planta. Recientemente la diputación local señaló que la planta de tratamiento sólo trabaja a 40% de su capacidad (García, 2025).

Este cuerpo de agua se localiza en una región clave para la agroindustria que de exportación. Su ubicación es la más baja en toda la Cuenca de la

Independencia, a 1,843 msnm (DOF, 2021), por lo que a ella llegan escorrentías provenientes de esta industria.

Esto explica que en ella exista un alto grado de agroquímicos, compuestos por fósforo y nitrógeno presentes en fertilizantes sintéticos (DOF, 2021; López López & Soto Galera, 1993). En adición, esta es la principal fuente de contaminación difusa en agua debido a la lixiviación y a las escorrentías, y desde luego, el uso de este tipo de fertilizantes acelera la eutrofización (Devlin & Brodie, 2023).

Afectaciones sociales

La vida ecosocial en la presa se vio gravemente afectada en el año 2024. En marzo de este año la presa se encontraba al 13% de su capacidad, abatida por la presencia del lirio acuático que abarcaba más del 80% de sus 22.6 km² de extensión (Adame, 2024), al grado de imposibilitar la navegación, la pesca, la recreación y la vida acuática.

Los estragos causados en este ecosistema acuático fueron inmediatamente percibidos por las y los habitantes de las comunidades rurales aledañas

al cuerpo de agua, quienes comenzaron a realizar faenas para recoger el lirio, las cuales fueron convocadas por mujeres de la comunidad de la Presa Allende líderes del colectivo “Comunidades Unidas por el Agua” a través de grupos WhatsApp, de llamamientos en la radio local y en redes sociales.

De esta forma, un estimado de más de 400 voluntarias y voluntarios rurales se reunieron periódicamente a orillas de la presa con la intención de sacar el lirio, tanto dentro como fuera del agua, con balsas, trinches y manos. La mayor parte de los voluntarios eran mujeres (Véase figura 1 y 2).

Asimismo, miembros rurales locales y en Estados Unidos brindaron apoyo para poder pagar las tolvas y las máquinas tractoras que desplazaban el lirio, también se ofrecieron donaciones de comida y refrigerio para los descansos en las faenas. Esto demuestra la alta capacidad organizativa y el gran interés de las comunidades rurales para frenar crisis ambientales.

Desafortunadamente, la población en general desconocía la complejidad de la eutrofización, pues a pesar de haber recolectado altos volúmenes

Figura 1. Faena del lirio en la comunidad de la Presa Allende en el verano de 2024



Fuente: Archivo personal Gabriela Morales Aguilar

de lirio, este siguió reproduciéndose con facilidad. Por otro lado, a pesar de sus solicitudes, las comunidades resintieron la ausencia del sector gubernamental, el cual es clave para el sostenimiento de la organización comunitaria. Esto debilitó la organi-

Figura 2 Extracción manual y transportación del lirio en una faena



Fuente: Archivo personal Gabriela Morales Aguilar

zación, creando un ambiente de cansancio y desesperanza entre voluntarias y voluntarios.

En este escenario, el lirio acuático emergió como síntoma y símbolo de una crisis socioecológica más profunda, en la que diversos actores

—autoridades municipales y estatales, organizaciones campesinas, habitantes rurales, ambientalistas y expertos técnicos— interpretan, disputan y actúan frente a la presencia del lirio, revelando tensiones entre discursos de conservación, desarrollo y justicia ambiental.

Conclusiones

Aunque las fuentes de eutrofización suelen ser físicas, entre los elementos difusos que la causan también se encuentran las relaciones de poder que subyacen a la gestión del agua, el abandono institucional, el extractivismo y la exclusión de actores locales en la toma de decisiones sobre los bienes comunes.

Varios casos de invasión de lirio en México han estado acompañados por narrativas que invisibilizan las responsabilidades estructurales de las políticas extractivas, el manejo deficiente de residuos y el crecimiento urbano desordenado. Por ello, es importante comprender al lirio acuático no sólo como un problema ecológico, sino como una expe-

sión material de relaciones históricas de poder, exclusión y conflicto territorial.

Desafortunadamente la imposición de relaciones de poder y explotación que marginalizan la vida rural crea condiciones económicas precarias que limitan la posibilidad de que mujeres y hombres rurales continúen relacionándose en aras de una lucha común.

Pues, las mujeres rurales en acción de lucha y defensa, no sólo se hacen cargo de los cuidados del hogar, ya que, motivadas por el futuro de sus hijas e hijos, han emprendido acciones de cuidado ecosistémico mientras siguen enfrentando la violencia patriarcal y estructural, las desigualdades de género y la violencia institucional (Navarro Trujillo, 2019).

Por ello, las comunidades rurales, requieren un acompañamiento sólido que fortalezca y amplíe las posibilidades de resistencia, la agencia comunitaria y el intento de construir alternativas frente a una pálida gobernanza ambiental que ha priorizado intereses económicos por encima del cuidado del territorio y de la vida.

Es por esto que, una transformación positiva de las condiciones hídricas en México requiere también de la construcción de vínculos institucionales con la población rural y urbana, especialmente en los casos donde las comunidades demuestran capacidades organizativas y compromiso socioecológico.

Finalmente, vale cuestionarse lo siguiente: si las comunidades no serán capaces de defender la presa, y si se sigue careciendo de políticas públicas que protejan los cuerpos de agua, de la inversión en tecnologías aptas para la controlar la contaminación difusa o del trabajo en conjunto de actores sociales e institucionales, entonces ¿cuál es el destino de la presa Allende? En una ciudad altamente capitalizada, promovida internacionalmente y alienada por el impulso de un estilo de vida de élite. ♦

Referencias

- Abba, A., & Sankarannair, S. (2024). Global impact of water hyacinth (*Eichhornia Crassipes*) on rural communities and mitigation strategies: a systematic review. *Environmental Science and Pollution Research*, 31(31), 43616–43632. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-33905-7>
- Adame, W. (2024, March 26). La presa Allende está a 13% de su capacidad. <Https://Www.Pressreader.Com/Mexico/Milenio-Leon/20240326/281646785140555>.
- Devlin, M., & Brodie, J. (2023). Nutrients and Eutrophication. In A. Reichelt-Brushett (Ed.), *Marine Pollution—Monitoring, Management and Mitigation* (pp. 75–100). Springer Textbooks in Earth Sciences, Geography and Environment. https://doi.org/10.1007/978-3-031-10127-4_4
- DOF. (2021). ACUERDO por el que se expide el Plan de Manejo Pesquero de la Presa Ignacio Allende, Municipio de San Miguel de Allende, Guanajuato, México.
- García, O. (2025). Planta tratadora de Presa Allende solo sanea 40% de aguas residuales. Https://Expresatv.Com.Mx/Estado/2025/Planta-Tratadora-de-Presa-Allende-Solo-Sanea-40-de-Aguas-Residuales/?Utm_source=chatgpt.Com.
- García y García, E. (2006). *El agua en San Miguel de Allende: ayer, hoy, y mañana*. Edición de Autor, San Miguel de Allende.
- IMPLAN. (2021). Programa de Gobierno Municipal San Miguel de Allende Guanajuato 2024.
- López López, E., & Soto Galera, E. (1993). Diagnóstico de Eutrofización del Embalse Ignacio Allende, Guanajuato, México. *Anales Del Instituto de Ciencias Del Mar y Limnología-UNAM,[En Línea]*, 20(1), 4.
- Navarro Trujillo, M. L. (2019). Mujeres en defensa de la vida contra la violencia extractivista en México. *Política y Cultura*, 51, 11–29.
- Trujillo García, J. M. (2014). Adaptaciones sociales y productivas en torno a la construcción de la Presa Ignacio Allende en Guanajuato.

CALIDAD DEL AGUA Y RIESGOS AMBIENTALES EN LA PRESA EL DERRAMADERO, POLOTTIÁN, ESTADO DE MÉXICO

IRIS MARGARITA PÉREZ PALACIOS Y
YURI REYESA, SERGIO LÓPEZ GASCA

DEPARTAMENTO DE RECURSOS DE LA TIERRA,
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA UNIDAD LERMA



Resumen: El presente estudio evalúa la calidad del agua en la presa El Derramadero, ubicada en el municipio de Polotitlán, Estado de México, con el objetivo de identificar posibles afectaciones a dicho sistema. Se realizó una toma de muestra por duplicado conforme a la NMX-AA-014-1980 y se determinaron parámetros fisicoquímicos, metales pesados e indicadores microbiológicos, y se compararon con los límites establecidos en la NOM-001-SEMARNAT-2021 y la CE-CCA-001/89. Los resultados muestran valores elevados de DQO (271 mg/L) y sólidos volátiles totales (136.11 mg/L) asociados a aportes de origen agrícola y ganadero. La mayoría de los metales no

fueron cuantificables, mientras que los coliformes fecales (190 UFC/100 mL) indican contaminación dispersa. Aunque la conductividad eléctrica y el pH son adecuados para riego, existen riesgos sanitarios y operativos. Se concluye que la presa tiene presión ambiental por la presencia de contaminantes y se recomienda implementar estrategias de manejo y monitoreo continuo.

Introducción

La contaminación del agua representa uno de los mayores retos para la calidad del agua superficial y subterránea a escala regional y global. Las fuentes

de contaminación que provienen de múltiples actividades como la erosión del suelo, lixiviación de fertilizantes y arrastre de plaguicidas, exige su control con enfoques integrados que combinen medidas de gestión de la cuenca y buenas prácticas agrícolas. Estas cargas no puntuales representan una de las principales causas de los procesos de eutrofización y pérdida de ecosistemas en cuerpos de agua usados para el riego y abrevaderos (OECD, 2017, p. 25).

Las pequeñas presas de uso agrícola son especialmente vulnerables a las entradas de nutrientes y agroquímicos procedentes de áreas de producción extensa y de malas prácticas de manejo de residuos y pastoreo, que no siempre incorporan medidas de retención o tratamiento de escurrimientos. Además, los retornos de riego y la infiltración inducida pueden conectar las actividades agrícolas con acuíferos y cuerpos receptores, por ende amplifica los efectos sobre la disponibilidad y calidad del recurso hídrico para usos agrícolas y domésticos. El uso de agua contaminada puede introducir bacterias, virus y parásitos que afectan cultivos, animales y la salud humana (Drechsel et.al., 2023, p. 31).

El municipio de Polotitlán, Estado de México, cuenta con una superficie de 132.8 km² en altitudes entre 2,200 y 2,700 msnm. Su población total es de 14,985 habitantes (INEGI, 2025). En este territorio predominan los usos agrícolas: se estima que el 77 % del suelo está dedicado a la agricultura, ya sea mecanizada o tradicional, mientras que el resto comprende zonas urbanas, pastizales, bosque y matorrales (INEGI, 2009, p. 1).

Este perfil agrícola está asociado a la presencia de infraestructura de almacenamiento y aprovechamiento hídrico local, como bordos y presas, entre las cuales destacan la presa “El Derramadero” que provee agua para la producción agrícola y sirve de abrevadero de ganado en sus comunidades. En la zona donde se localiza la presa, se identifican dos clases de uso de suelo: Ecológica-Florística-Fisonómica con vegetación y pastizal inducido y el Agrícola-Pecuaria-Forestal, con agricultura de riego anual y semipermanente (SIGEA, 2021). La disponibilidad de agua en el acuífero local y la ordenación del recurso indican que una fracción importante del uso de agua en la zona se destina a actividades

agrícolas, lo que hace posible que las cargas difusas provenientes de prácticas agrícolas y de manejo de residuos condicionen la calidad de la presa. Este contexto demanda estimar riesgos para la producción agrícola y para la salud de los ecosistemas acuáticos.

Por lo tanto, el presente trabajo presenta los resultados obtenidos del análisis fisicoquímico y bacteriológico del agua de la presa El Derramadero, para contribuir al diseño de estrategias de gestión territorial orientadas a reducir la degradación de la calidad del agua y preservar su funcionalidad.

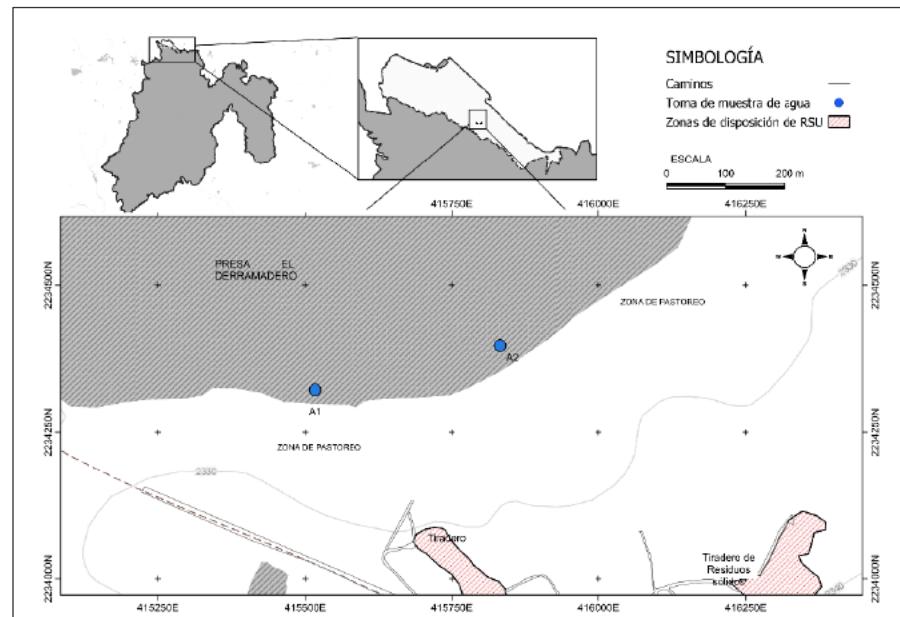
Desarrollo

Para el análisis, se tomó una muestra por duplicado confor-

me a la NMX-AA-014-1980 en cuerpos superficiales (DOF, 1980), de la presa denominada “El Derramadero” (ver Figura 1).

Los parámetros determinados en la caracterización fisicoquímica fueron: temperatura (T), potencial de hidrógeno (pH), conductividad eléctrica (σ), Sólidos volátiles totales (SVT), Demanda Química de Oxí-

Figura 1. Puntos de Muestreo en la presa El Derramadero



geno (DQO), Demanda Biológica de Oxígeno (DBO₅), nitrógeno amoniacal (N-NH₃), sulfatos (SO₄⁻²) y Metales Pesados (Cu, Cd, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn) y los indicadores microbiológicos (Coliformes Totales, Coliformes Fecales y E. Coli) mediante las normas y métodos oficiales mexicanos. Los resultados se compararon con los Límites Máximos Permisibles (LMP) de la NOM-001-SEMARNAT-2021 y la CE-CCA-001/89.

Los resultados obtenidos en la evaluación de la calidad del agua en la presa “El Derramadero” indican que la composición del agua está influenciada principalmente por fuentes difusas de contaminación, asociadas a escorrentía agrícola, ganadería extensiva y aportes domésticos dispersos. El valor elevado de la DQO (271 mg/L), evidencia una alta carga de materia orgánica no biodegradable, lo cual es característico de cuencas con actividades agropecuarias distribuidas espacialmente (Novotny, 2002). La DBO (17.72 mg/L) y los Sólidos Volátiles Totales (136.11 mg/L) respaldan esta interpretación al reflejar la presencia tanto de materia orgánica biodegradable como de sedimentos en suspensión, resultado

de procesos de erosión y escorrentía superficial (Carpenter et al., 1998).

La concentración de N-NH₄ (1.71 mg/L) es coherente con aportes provenientes de fertilización y excretas animales, factores comúnmente asociados a la contaminación difusa en embalses rurales (Withers & Neal, 2010). Por otro lado, en la medición de los metales pesados solo el Fe (2.82 mg/L) y el Mn (0.16 mg/L) resultaron cuantificables, lo que descarta la presencia de descargas industriales puntuales. La concentración detectada de hierro podría relacionarse con la suspensión de sedimentos y características geológicas del sitio, tal como se ha documentado en cuerpos de agua con altas cargas particuladas (EPA, 2005).

El uso de esta agua con fines agrícolas presenta riesgos y beneficios potenciales. Por un lado, la conductividad eléctrica baja (140 μ S/cm) y un pH cercano a la neutralidad (7.99) indican que no existirían efectos adversos inmediatos relacionados con salinización o alcalinización del suelo, parámetros aceptables para riego según criterios internaciona-

les (Ayers & Westcot, 1985). Asimismo, la presencia moderada de nitrógeno amoniacal podría aportar nutrientes a los cultivos.

Sin embargo, existen riesgos sanitarios y operativos relevantes. Las concentraciones de coliformes fecales (190 UFC/100 mL) y E. coli (130 UFC/100 mL), aunque por debajo de algunos límites normativos, implican potencial de transmisión de patógenos a trabajadores, alimentos y suelos agrícolas, especialmente cuando se emplea riego por aspersión o en cultivos de consumo en fresco (WHO, 2006). Adicionalmente, los altos sólidos en suspensión pueden generar obstrucción en sistemas de riego presurizado y favorecer la proliferación de biopelículas en infraestructura agrícola (Jiménez & Asano, 2008).

Estos resultados sugieren que, sin tratamiento previo o sin medidas de manejo, el uso del agua de la presa podría contribuir a la degradación del suelo, tener afectaciones fitosanitarias y riesgos para la salud humana, particularmente en comunidades rurales donde no existen protocolos estrictos de desinfección o restricción de cultivos. Por tanto, el escenario observado coincide con lo reportado para

sistemas rurales mexicanos bajo la NOM-001-SEMARNAT-2021, donde predominan impactos asociados a contaminación de descargas no puntuales.

Conclusiones

La calidad del agua de la presa El Derramadero está influenciada por fuentes relacionadas con actividades agrícolas, ganaderas y asentamientos sin infraestructura sanitaria, evidenciado por los valores elevados de DQO y SVT, así como la presencia moderada de nitrógeno y microorganismos indicadores.

No se identificó evidencia de descargas industriales puntuales, dado que seis de ocho metales pesados resultaron no cuantificables, lo cual sugiere que la presión ambiental dominante es de origen disperso y asociada a procesos de escorrentía.

Se recomienda implementar estrategias de manejo, tales como restricción de riego en cultivos de consumo crudo, desinfección previa, mejora del manejo de excretas pecuarias y control de erosión en la cuenca, con el fin de minimizar riesgos ambientales y para la salud.

Finalmente, los resultados subrayan la importancia de monitoreos continuos y del fortalecimiento de políticas de gestión integral del recurso hídrico en zonas rurales, para prevenir la intensificación de la contaminación difusa y proteger los servicios ecosistémicos asociados al cuerpo de agua. ♦

BIBLIOGRAFÍA

Ayers, R. S., & Westcot, D. W. (1985). Water quality for agriculture (FAO Irrigation and Drainage Paper No. 29 Rev. 1). Food and Agriculture Organization.

Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N., & Smith, V. H. (1998). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8(3), 559–568.

Drechsel, P., Marjani Zadeh, S. & Pedrero, F. (2023). Water quality in agriculture: Risks and risk mitigation. Rome, FAO & IWMI. <https://doi.org/10.4060/cc7340en>.

Environmental Protection Agency (EPA). (2005). Parameters of water quality: Interpretation and standards. EPA.

INEGI (2010) Compendio de información geográfica municipal: Polotitlán. Instituto Nacional de Estadística y Geografía.

INEGI (2025). México en cifras: Polotitlán, México (15071). Instituto Nacional de Estadística y Geografía. <https://www.inegi.org.mx/app/areasgeograficas/?ag=15#collapse-Resumen>

Jiménez, B., & Asano, T. (2008). Water reuse: An international survey of current practice, issues and needs. IWA Publishing.

Novotny, V. (2002). Water quality: Diffuse pollution and watershed management (2nd ed.). John Wiley & Sons.

OECD (2017) Diffuse Pollution, Degraded Waters: Emerging Policy Solutions. OECD Publishing. Disponible en: <https://doi.org/10.1787/9789264269064-en> (consultado el 19 noviembre 2025).

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2021). NOM-001-SEMARNAT-2021: Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores.

SIGEA (2021) Sistema de Información Geográfica del Estado de México: uso de suelo.

Withers, P. J. A., & Neal, C. (2010). Agricultural contributions to phosphorus transfers in water: Issues, impacts and options for mitigation. *Science of the Total Environment*, 408(7), 1485–1496.

World Health Organization (WHO). (2006). Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. WHO Press.

MICROPLÁSTICOS EN EL LAGO ALCHICHICA; CONTAMINACIÓN DIFUSA POR DEPOSICIÓN ATMOSFÉRICA EN UNA CUENCA ENDORREICA

MAYRA CAROLINA REYES-SANTILLÁN

LABORATORIO DE CRUSTÁCEOS, FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA,
UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO.

SEBASTIÁN GÓMEZ-GÓMEZ, ROCÍO FERNÁNDEZ,
JAVIER ALCOCER DURAND, LUIS ALBERTO OSEGUERA-PEREZ,
ISMAEL FABIAN SORIA REYNOSO

LABORATORIO DE LIMNOLOGÍA TROPICAL, FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA,
UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO.



Resumen: La contaminación por microplásticos (MPs) representa una amenaza global para los ecosistemas acuáticos. Este estudio evaluó los cambios en la abundancia y distribución de MPs en el lago Alchichica, Puebla, México, entre 2012 y 2022, con énfasis en la deposición atmosférica como fuente principal de contaminación difusa. Se realizaron muestreos mensuales a lo largo de la columna de agua, cuantificando y clasificando los MPs según su morfología y tamaño. Los resultados mostraron un incremento generalizado en la abundancia de MPs

en la década, con predominancia de fragmentos amorfos $<50\text{ }\mu\text{m}$. La estratificación temprana registró las mayores concentraciones, mientras que no se encontró correlación significativa con la precipitación. Estos hallazgos subrayan el papel crítico del transporte atmosférico en la contaminación por MPs en sistemas léticos remotos.

Introducción

La contaminación difusa de agua por microplásticos (MPs) es un fenómeno creciente a nivel global,

con fuentes diversas que incluyen la escorrentía urbana, la actividad agrícola y, de manera menos visible, la deposición atmosférica (Zhang et al., 2020). A diferencia de las fuentes puntuales, la contaminación difusa resulta difícil de cuantificar y controlar, lo que la convierte en un reto significativo para la gestión hídrica.

En México, la investigación sobre MPs evidencia un marcado sesgo geográfico, con la mayoría de los estudios enfocados en ambientes marinos y costeros, mientras que los sistemas epicontinentales permanecen subestudiados (Caro-Martínez et al., 2025). Esta brecha es particularmente crítica en sistemas lénicos remotos, donde la ausencia de fuentes directas de contaminación resalta la importancia de los mecanismos de transporte atmosférico.

Desarrollo

Contexto Hidrogeológico del Área de Estudio

El lago Alchichica ($19^{\circ}24' N$, $97^{\circ}24' O$), es un lago cráter de origen volcánico, ubicado en una cuenca endorreica de la Sierra Madre Oriental con una profundidad máxima de 62 m (Alcocer y Oseguera,

2019). Presenta un clima semiárido, con una precipitación anual inferior a 500 mm y una evaporación que alcanza los 1,650 mm anuales (Filonov et al., 2022). El régimen térmico del lago es monomictico cálido, con dos fases hidrológicas principales: circulación (mezcla vertical completa entre enero y marzo) y estratificación (abril a diciembre), subdividida en temprana, bien establecida y tardía (Alcocer et al., 2000). Esta dinámica influye en la distribución vertical de partículas y nutrientes en la columna de agua.

Se realizaron muestreos mensuales en la zona central y más profunda del lago en el año 2012 y 2022. Se recolectaron 10 muestras mensuales de agua utilizando una botella muestreadora de 5 L, filtrando un total de 50 L a través de un tamiz de 55 μm . Las muestras se sometieron a digestión orgánica con H_2O_2 al 50% para eliminar materia orgánica y se resuspendieron para su observación con microscopio óptico.

Los microplásticos se clasificaron según su morfología (fibras, fragmentos amorfos, esferas, nudos) y tamaño, véase Tabla 1.

**Tabla 1. Clasificación de microplásticos
según morfología y tamaño.**

Morfología	Tamaño
Fibras	<500 µm; 500-1000 µm; >1000 µm
Fragmentos amorfos	<50 µm; 50-100 µm; >100 µm
Esferas	<50 µm; >50 µm
Nudos	NA

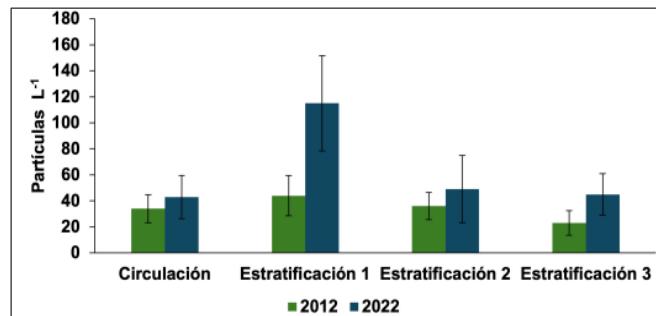
Tendencias Temporales en la Abundancia de Microplásticos

La abundancia total de MPs aumentó notablemente entre 2012 y 2022. La concentración media anual pasó de 34.7 ± 11.5 partículas L^{-1} en 2012 a 63.9 ± 24.1 partículas L^{-1} en 2022. Este incremento fue consistente en todas las categorías morfológicas, siendo más pronunciado en esferas y nudos, aunque los fragmentos amorfos <50 µm representaron la fracción dominante en ambos años.

Patrones Estacionales y Hidrodinámicos

La abundancia de MPs mostró una marcada variación estacional, con las máximas concentraciones registradas durante la estratificación temprana (abril-junio) en ambos años. En 2022, este periodo alcanzó un promedio de 115.9 ± 36.6 partículas L^{-1} , mientras que las mínimas se observaron durante la estratificación tardía (octubre-diciembre). No se encontraron diferencias significativas entre los períodos de lluvias y secas, lo que sugiere una fuente no vinculada a la escorrentía superficial, véase Figura 1.

Figura 1. Variación estacional en abundancia de microplásticos totales según períodos térmicos y años.



Caracterización Morfológica y por Tamaño

Los fragmentos amorfos $<50 \mu\text{m}$ fueron la categoría más abundante en ambos años, representando más del 85% del total. Le siguieron en proporción las fibras, mientras que las esferas y nudos mostraron una presencia minoritaria pero creciente.

Fuentes de Microplásticos y Mecanismos de Transporte Atmosférico

La ausencia de correlación entre la precipitación y la abundancia de MPs ($R=0.028$ en 2012; $R=-0.24$ en 2022) descarta a la escorrentía como fuente principal. En su lugar, la deposición atmosférica emerge como el mecanismo dominante. Los vientos predominantes en la región, con direccio-

Figura 2. Mapa de la región mostrando ubicación del lago y asentamientos humanos con direcciones predominantes del viento.



nes noreste y noroeste y velocidades que alcanzan los 11 m s^{-1} durante el día, facilitan el transporte de MPs desde asentamientos humanos y zonas de actividad agrícola e industrial hacia el lago véase Figura 2.

Comparación con Otros Sistemas Lénticos

Los niveles de MPs en Alchichica superan los reportados en otros lagos a nivel global (véase Tabla 2), lo que refleja su alta vulnerabilidad a la

Tabla 2. Comparación de abundancia de microplásticos en lagos a nivel mundial.

Lago	País	Altitud m s.n.m.	Z (máx)	Profundidad de muestreo (m)	Abundancia (Partículas L-1)
Alchichica (Este estudio)	México	2300	60	0-58	35.1 a 65.1
Chapala (Padilla-Jimenez et al. 2024)	México	1520	11	Superficie	1.8 a 2.35
Sassolo (Negrete-Velasco et al. 2020)	Suiza	2074	34	Superficie	2.6
Simcoe (Felisimino et al. 2021)	Canadá	219	41	Superficie	0.0004 a 0.001
Kallavesi (Uurasjärvi et al. 2020)	Finlandia	82	75	Superficie	0.00027-0.15
Wuliangsuhai (Mao et al. 2020)	China	1018.79	2.5	Superficie	3.12 a 11.25

contaminación difusa por deposición atmosférica.

Conclusiones

Este estudio documenta un incremento significativo en la abundancia de microplásticos en el lago Alchichica entre 2012 y 2022, con un claro predominio de fragmentos pequeños ($<50 \mu\text{m}$) y un patrón estacional vinculado a la estratificación térmica. Las condiciones climáticas de la región, caracterizadas por vientos intensos que alcanzan los 11 m s^{-1} durante el día amplifican el potencial de transporte atmosférico de contaminantes, incluyendo microplásticos desde asentamientos humanos y zonas de actividad agrícola e industrial hacia el lago.

El estudio de la dinámica de microplásticos en este lago aporta evidencia crucial sobre los procesos de transporte y acumulación en ambientes continentales aislados. La falta de correlación con la precipitación y la presencia de MPs en un sistema aislado confirman la deposición atmosférica como la principal vía de entrada.

Alchichica representa un modelo ideal para estudiar la dinámica de MPs en ambientes aislados. Su falta de conexiones fluviales y su condición oligotrófica lo convierten en un sistema sensible a disturbios ambientales, donde la deposición atmosférica emerge como la principal vía de entrada de contaminantes.

Estos hallazgos resaltan la vulnerabilidad de los sistemas líticos remotos a la contaminación difusa y la necesidad de incorporar el monitoreo atmosférico en las estrategias de evaluación de la calidad del agua. Futuros estudios deberían integrar técnicas de espectroscopía para la identificación de polímeros y evaluar los flujos de deposición atmosférica en tiempo real. ♦

Bibliografía

- Alcocer, J., Lugo, A., Escobar, E., Sánchez, M. R. y Vilaclara, G. (2000). Water column stratification and its implications in the tropical warm monomictic Lake Alchichica, Puebla, Mexico. *SIL Proceedings, 1922-2010*, 27(5), 3166-3169. <https://doi.org/10.1080/03680770.1998.11898262>
- Alcocer, J. y Oseguera, L. A. (2019). El cuerpo de agua. En J. Alcocer (Ed.), Lago Alchichica: una joya de biodiversidad (pp. 35-45). UNAM.
- Caro-Martínez, D. M., Niño-Torres, C. A., Charruau, P., Rendón-von Osten, J., Castelblanco-Martínez, D. N., Ríos Mendoza, L. M., Frausto-Martínez, O., y Blanco-Parra, M. del P. (2025). The state of microplastic pollution in México: a review and evolving perspectives. *Science of the Total Environment*, 988. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.179772>
- Felismino, M. E. L., Helm, P. A., & Rochman, C. M. (2021). Microplastic and other anthropogenic microparticles in water and sediments of Lake Simcoe. *Journal of Great Lakes Research*, 47(1), 180-189. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2020.10.007>

Filonov, A., Tereshchenko, I., Barba-Lopez, M., Alcocer, J., y Ladah, L. (2022). Meteorological Regime, Local Climate, and Hydrodynamics of Lake Alchichica. En J. Alcocer (Ed.), *Lake Alchichica Limnology*. Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-030-79096-7_6

Mao, R., Hu, Y., Zhang, S., Wu, R., & Guo, X. (2020). Microplastics in the surface water of Wuliangsuhan Lake, northern China. *Science of the Total Environment*, 723. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137820>

Negrete Velasco, A. d. J., Rard, L., Blois, W., Lebrun, D., Lebrun, F., Pothe, F., & Stoll, S. (2020). Microplastic and Fibre Contamination in a Remote Mountain Lake in Switzerland. *Water*, 12(9), 2410. <https://doi.org/10.3390/w12092410>

Padilla-Jimenez, S. M., Moncayo-Estrada, R., Maruri, D. T., & Álvarez, B. D. (2024). Microplastic evidence assessment from water and sediment sampling in a shallow tropical lake. *Water Environment Research*, 96(9). <https://doi.org/10.1002/wer.11123>

Uurasjärvi, E., Hartikainen, S., Setälä, O., Lehtiniemi, M. & Koistinen, A. (2020). Microplastic concentrations, size distribution, and polymer types in the surface waters of a northern European lake. *Water Environment Research*, 92: 149-156. <https://doi.org/10.1002/wer.1229>

Zhang, Y., Kang, S., Allen, S., Allen, D., Gao, T., y Sillanpää, M. (2020). Atmospheric microplastics: A review on current status and perspectives. *Earth-Science Reviews*, 203. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103118>

DEPOSICIÓN ATMOSFÉRICA DE CONTAMINANTES EMERGENTES: MICROPLÁSTICOS Y PFAS EN ECOSISTEMAS ACUÁTICOS

SUSANA GÓMEZ GONZÁLEZ, CAROLINA LEYVA

INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL, CICATA U. LEGARIA, LABORATORIO NACIONAL DE CIENCIA, TECNOLOGÍA Y GESTIÓN INTEGRADA DEL AGUA (LNAGUA)



Resumen: La contaminación del agua incluye procesos menos visibles que las descargas directas o las fuentes puntuales. Entre ellos, la deposición atmosférica se ha identificado como una vía difusa por la cual diversos contaminantes llegan a ríos, lagos y cuencas sin un origen claramente identificable. Los microplásticos (MPs) y las sustancias per- y polifluoroalquiladas (PFAS) pueden permanecer en la atmósfera, desplazarse a distintas escalas e incorporarse al medio acuático a través de lluvia, nieve o polvo. Esta dinámica explica su presencia en regiones alejadas de actividades intensivas y resalta la importancia de comprender los mecanismos que regulan su transporte y deposición. En este contexto, fortalecer el monitoreo atmosférico y acuático resulta fundamental para dimensionar su dispersión, evaluar su comportamiento ambiental y orientar estrategias de seguimiento eficaces.

Introducción

La contaminación del agua es uno de los desafíos ambientales apremiantes de la actualidad. Durante décadas, los esfuerzos se centraron principalmente en identificar y controlar fuentes puntuales, como descargas de aguas residuales fácilmente reconocibles. No obstante, hoy se sabe que una fracción

significativa de contaminantes que llegan a ríos y zonas costeras proviene de procesos difusos, difíciles de rastrear y directamente relacionados con el funcionamiento cotidiano de ciudades y actividades humanas. En este contexto, la atmósfera ha adquirido especial relevancia como vía silenciosa y eficiente de transporte y transformación de diversas sustancias que, tras depositarse, terminan por acumularse en los cuerpos de agua (Paton E., 2021, p. 1525).

Aunque los estudios tradicionales se han enfocado en metales pesados, pesticidas, hidrocarburos aromáticos policíclicos y compuestos inorgánicos, la evidencia reciente demuestra la presencia de contaminantes emergentes altamente persistentes y móviles, cuya dinámica ambiental suele ser compleja. Entre ellos destacan los microplásticos y los PFAS, conocidos como “químicos eternos” por su notable resistencia a la degradación (Shekhar S., 2025, 144256; Brunn H., 2023, p. 20).

Ambos grupos poseen propiedades físico-químicas que facilitan su transporte atmosférico y su posterior deposición en ecosistemas acuáticos, incluso

en regiones sin fuentes aparentes de origen directo. Este artículo describe los mecanismos implicados en su transporte, su contribución a la contaminación difusa del agua y los principales desafíos asociados a su monitoreo.

Microplásticos: partículas ligeras que viajan por el aire

Durante mucho tiempo se asumió que la presencia de MPs se limitaba al agua y a los sedimentos. Sin embargo, actualmente existe evidencia sólida de que también forman parte del material particulado atmosférico. Se definen como fragmentos plásticos menores de 5 mm, generados por la degradación, fragmentación o desgaste de piezas mayores. Su reducido tamaño y baja densidad les permiten incorporarse fácilmente al aire y permanecer en suspensión (Welsh B., 2022, 155426).

En la atmósfera, los microplásticos pueden someterse a procesos que alteran su morfología y sus propiedades superficiales (Sun J., 2022, 119116). Una vez depositados en cuerpos de agua, pueden actuar como vectores de metales, pesticidas y com-

puestos orgánicos persistentes debido a su gran área superficial y a su afinidad por diversas sustancias. Conforme estas partículas se incorporan al ambiente y entran en contacto con diferentes organismos, incluida la posible exposición humana, la evidencia emergente muestra que pueden atravesar barreras biológicas y acumularse en tejidos, lo que se ha asociado con alteraciones celulares y hormonales, especialmente cuando contienen aditivos como ftalatos y bisfenoles (Wu P. 2024, 17781).

PFAS: los químicos eternos que llegan con la lluvia

Los PFAS, por su parte, se emplean en una amplia variedad de aplicaciones, desde productos de consumo hasta procesos industriales. Su estabilidad química, inicialmente considerada una ventaja tecnológica, ha contribuido a su persistencia en el medio ambiente. Algunos PFAS de cadena corta pueden volatilizarse e incorporarse a la atmósfera, mientras que otros viajan adsorbidos a partículas o aerosoles. También existen precursores que, tras liberarse al aire, pueden transformarse fotoquími-

camente en PFAS terminales aún más persistentes (D'Ambro E., 2023, 166256).

Estos compuestos pueden causar efectos adversos incluso a bajas concentraciones. En organismos acuáticos, se han asociado con alteraciones metabólicas, inmunológicas y del desarrollo. En humanos, la exposición prolongada a través del agua potable se asocia con la acumulación en sangre, alteraciones hepáticas y posibles efectos hormonales (Panieri E., 2022, p. 44). La persistencia, movilidad y toxicidad de estas sustancias las convierten en un riesgo ambiental y sanitario creciente.

Del aire al agua: la ruta silenciosa de la contaminación difusa

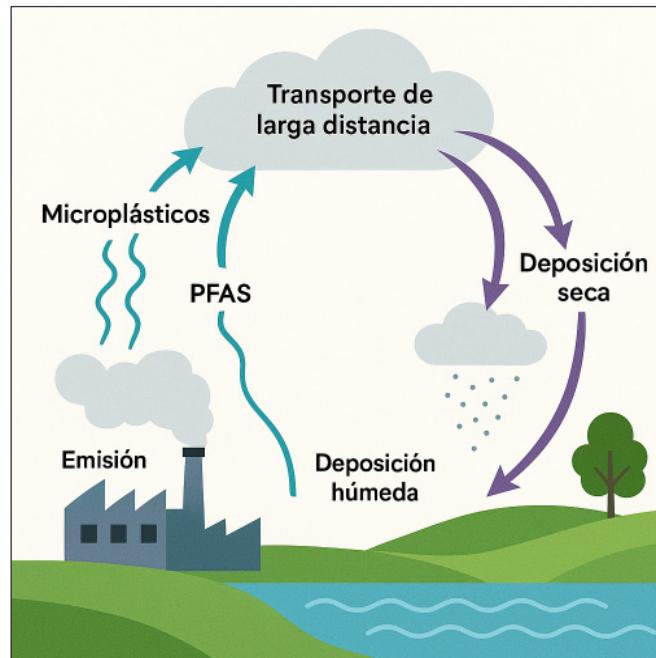
Una vez en la atmósfera, tanto MPs como PFAS muestran una notable capacidad de transporte a larga distancia. Su resistencia a la degradación facilita su permanencia en suspensión y su circulación en corrientes de aire, lo que explica su presencia en regiones remotas sin actividad industrial. (Guerra M., 2024, 102302).

La transferencia hacia los sistemas acuáticos ocurre principalmente por deposición húmeda, mediante lluvia, nieve o niebla, y por deposición seca, que incluye sedimentación gravitacional y el arrastre de partículas hacia los cuerpos de agua mediante escorrentía (Aghilinasrollahabadi K., 2021, 124439; Abbasi S., 2023, p. 95). Esta dinámica convierte a la atmósfera en una fuente importante de contaminación difusa, capaz de introducir contaminantes incluso donde no existen fuentes puntuales (véase la Figura 1).

Retos y metodologías de monitoreo

El monitoreo atmosférico de estos compuestos continúa enfrentando desafíos conceptuales, analíticos y operativos importantes. A las limitaciones inherentes a la detección y cuantificación, se suma la necesidad de incorporar un enfoque más amplio, capaz de integrar variables meteorológicas, modelos de dispersión y herramientas que tradicionalmente han permitido estudiar contaminantes atmosféricos como hidrocarburos aromáticos policíclicos, metales pesados o radionúclidos.

Figura 1. Transporte atmosférico y deposición de MPs y PFAS



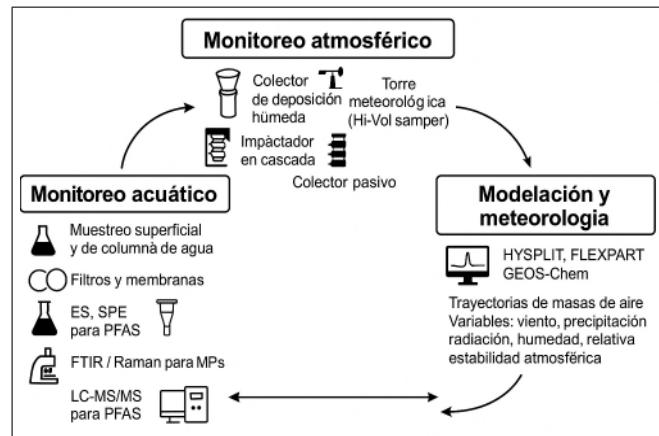
En el caso de los microplásticos, la detección de partículas menores de 10 μm sigue siendo uno de los mayores retos, ya que requiere técnicas de ima-

gen y espectroscopía de alta resolución. La falta de estandarización en filtros, métodos de digestión y criterios de identificación genera resultados poco comparables entre regiones y laboratorios. En PFAS, las dificultades se relacionan con su distribución simultánea en fases gas, partículas y aerosoles, lo que exige metodologías sensibles y controles de calidad rigurosos. Para ambos grupos de contaminantes, la escasa información sobre emisiones reales y procesos de transformación atmosférica limita la capacidad de modelar adecuadamente su transporte.

Una línea esencial para avanzar es la integración de variables meteorológicas (velocidad y dirección del viento, precipitación, radiación solar, humedad relativa, estabilidad atmosférica), que influyen directamente en la suspensión, transformación y deposición de microplásticos y PFAS. Modelos de trayectoria de masas de aire, ampliamente utilizados para estudiar la dispersión de material particulado, radionúclidos y polvo sahariano, constituyen una herramienta valiosa para reconstruir rutas de transporte y evaluar la contribución relativa de fuentes locales y remotas. Por

su parte, modelos de química atmosférica, tradicionalmente aplicados al estudio del ozono troposférico, de metales pesados y de aerosoles, ofrecen un marco robusto para simular la interacción entre procesos físicos y transformaciones químicas relevantes para los PFAS y microplásticos ultrafinos (Yang H., 2025, p. 1070; Shekhar S., 2025, 144256; véase Figura 2).

Figura 2. Estrategias de monitoreo



La incorporación de estas herramientas permitiría estimar patrones espaciales de dispersión, identificar episodios de deposición asociados a eventos meteorológicos intensos y mejorar la representatividad temporal de los muestreos. Aunque su aplicación a MPs y PFAS aún se encuentra en etapas tempranas, constituye un paso necesario hacia un monitoreo más completo.

Esto evidencia la necesidad de un trabajo conjunto e interdisciplinario, capaz de integrar química ambiental, dinámica de aerosoles, fotodegradación, modelación de trayectorias y análisis estadístico avanzado. La colaboración entre químicos, meteorólogos, físicos de la atmósfera e ingenieros ambientales permitirá desarrollar metodologías más coherentes, mejorar la interpretación de datos y construir redes de vigilancia efectivas para este tipo de contaminación difusa.

Conclusiones

La atmósfera actúa como medio de transporte y transformación clave para la dispersión de microplásticos y PFAS hacia los ecosistemas acuáticos, lo

que requiere integrar química ambiental, variables meteorológicas y modelación de dispersión para comprender su impacto real. Aunque el monitoreo aún presenta importantes limitaciones, los avances analíticos y el uso de modelos atmosféricos fortalecen su evaluación. Consolidar redes de vigilancia interdisciplinarias será fundamental para interpretar los datos con precisión y diseñar estrategias más efectivas frente a esta contaminación difusa. ♦

Referencias

- Abbasi S., Jaafarzadeh N., Zahedi A., Ravanbakhsh M., Abbaszadeh S., Turner A. (2023). Journal of Environmental Sciences, No. 126.
- Aghilinasrollahabadi K., Salehi M., Fujiwara T. (2021). Investigate the influence of microplastics weathering on their heavy metals uptake in stormwater. Journal of Hazardous Materials, No. 408.
- Brunn H., Arnold G., Körner W. (2023). PFAS: forever chemicals persistent, bioaccumulative and mobile. Reviewing the status and the need for their phase-out and remediation of contaminated sites. Environmental Sciences Europe, No. 35.
- D'Ambro E., Murphy B.N., Bash J.O., Gilliam R.C., Pye H.O.T. (2023). Predictions of PFAS regional-scale atmospheric deposition and ambient air exposure. Science of the Total Environment, No. 902.
- Farmer D.F., Boedicker E.K. y DeBolt H. (2021). Dry Deposition of Atmospheric Aerosols: Approaches, Observations, and Mechanisms. Annual review of physical chemistry, No. 72.
- Guerra M., Reyna Y., Quinete N. (2024). It's raining PFAS in South Florida: Occurrence of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in wet atmospheric deposition from Miami-Dade, South Florida. Atmospheric Pollution Research, No. 15.
- Panieri E., Baralic K., Djukic-Cosic D., Djordjevic A., Saso L. (2022). PFAS molecules: A major Concern for Human Health and the Environment. Toxics, No. 10(2).
- Paton E. y Haacke N. (2021). Merging patterns and processes of diffuse pollution in urban watersheds: A connectivity assessment. WIREs Water, No. 8.
- Shekhar S., Sarkar S. (2025). Microplastic aging and adsorption in the atmosphere, and their associated impacts on various spheres of the earth: A review. Chemosphere, No. 376.
- Sun J., Peng Z., Zhu Z.R., Fu W., Dai X., Ni B.J. (2022). The atmospheric microplastics deposition contributes to microplastic pollution in urban waters. Water Research, No. 225.

Welsh B., Aherne J., Paterson A.M., Yao H., McConnell C. (2022).

Atmospheric deposition of anthropogenic particles and microplastics in south-central Ontario, Canada. *Science of the Total Environment*, No. 835.

Wu P., Guo M., Zhang R.W., Huang Q., Wang G., Lan Y.Q. (2024).

When microplastics/plastics meet metal-organic frameworks: turning threats into opportunities. *Chemical Science*, No. 15.

Yang H., Liang Y., Tian S., Li X., Liu Y. (2025) Perfluorinated and

Polyfluoroalkyl Compounds in the Atmosphere: A Review. *Atmosphere*, No. 16.

EVALUACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN FECAL EN MANANTIALES DE LA REGIÓN CAPITAL DEL ESTADO DE VERACRUZ

CARLOS MANUEL LEZAMA-ALCOCER,
ITZEL YOLOTZIN HERNÁNDEZ-PORTILLA,
EDUARDO ARANDA-DELGADO

GRUPO DE MONITOREO COMUNITARIO DE AGUA AMIGOS DEL RÍO PIXQUIAC,
GLOBAL WATER WATCH MÉXICO



Resumen: En la región capital del Estado de Veracruz, México, la recurrente ausencia de agua en la red municipal obliga a algunos habitantes a obtenerla directamente de manantiales de uso comunitario. Bajo un desordenado crecimiento urbano, dichas fuentes de abastecimiento están expuestas, entre otros factores, a contaminación fecal difusa, la cual es importante evaluar para tomar precauciones y reducir riesgos de enfermedades. Por ello, el presente estudio determinó concentraciones de la bacteria *Escherichia coli* (*E. coli*), indicador de contaminación fecal en el agua de diez de estos manantiales; se midió el caudal, y registraron usos y con-

diciones del entorno. Destaca lo siguiente: solo tres manantiales no presentaron rastros de contaminación fecal en su flujo, en general la concentración es mayor en entornos urbanos que de bosque, y con una excepción, son aprovechados, como mínimo, para uso y/o consumo humano.

Introducción

En la región capital del Estado de Veracruz, existen serios problemas para satisfacer la demanda de agua de los habitantes, por lo que frecuentemente padecen su ausencia en la red municipal. Obligados, algunos acuden a manantiales de uso comunitario.

No obstante, debido a un desordenado crecimiento urbano estos afloramientos naturales de agua, están expuestos a diversos tipos de contaminación. Un tipo preponderante de contaminación es la difusa, que generada por una amplia gama de actividades, no puede asociarse a un origen puntual. En zonas urbanas se relaciona a falta o fallas en el drenaje sanitario, escurrimiento de calles, alteración de ríos, arrastre de residuos sólidos, altos porcentajes de áreas impermeables entre otros (Pedroza, 2021).

Asimismo, a través de la presencia de microorganismos indicadores, es posible tener una idea del grado de contaminación del agua. Entre estos se encuentra la bacteria *Escherichia coli* (E. coli), que vive en el intestino de animales de sangre caliente y su presencia revela contaminación fecal, una de las más extendidas (Deutsch et al., 2014). Tan solo en el año 2022, alrededor del mundo, al menos 1,700 millones de personas ingirieron agua contaminada con heces fecales (OMS, 2023).

La evaluación de la contaminación fecal es primordial para aumentar precauciones y redu-

cir riesgos de enfermedades. Ante ello, el presente estudio determinó concentraciones de E. coli en el flujo de diez manantiales que proveen agua a habitantes de la región. Igualmente, se midió su caudal, registraron usos del agua y elementos de contaminación en el entorno.

Localización, selección y visita

Consultando mapas antiguos, trabajos de investigación, datos gubernamentales y notas periodísticas, fueron localizados manantiales en la región capital del Estado de Veracruz. Posteriormente, dependiendo de su ubicación, accesibilidad y recursos disponibles, se seleccionaron diez. Con la finalidad de observar el contraste, se distribuyeron en zonas urbanas (5) y de bosque (5). Para confirmar su existencia se realizó la primera visita.

A lo largo de una segunda visita, se ejecutaron muestreos de E. coli en el agua que brindan los manantiales. Abonando a caracterizar el flujo fue medido el caudal. Por otra parte, mediante registros fotográficos y testimonios de usuarios, se conocieron usos que personas le dan al vital líquido, así como

elementos de contaminación en su entorno. Las actividades se llevaron a cabo del 19 de agosto al 13 de septiembre del año 2025.

Muestreo, medición y registro

En cada manantial la concentración de *E. coli* fue determinada replicando tres veces el siguiente procedimiento de muestreo: ocupando una pipeta esterilizada desechable se tomó, lo más cercano posible al afloramiento del flujo, 1 ml de agua, depositándolo inmediatamente después en una placa de cultivo Peel Plate Ec HV. La placa es sellada e incubada 24 hrs a 38 °C, y al término contabilizadas las Unidades Formadoras de Colonias (UFC) de *E. coli* (puntos violetas). Considerando las tres réplicas

Figura 1. Pasos a seguir durante el presente estudio.

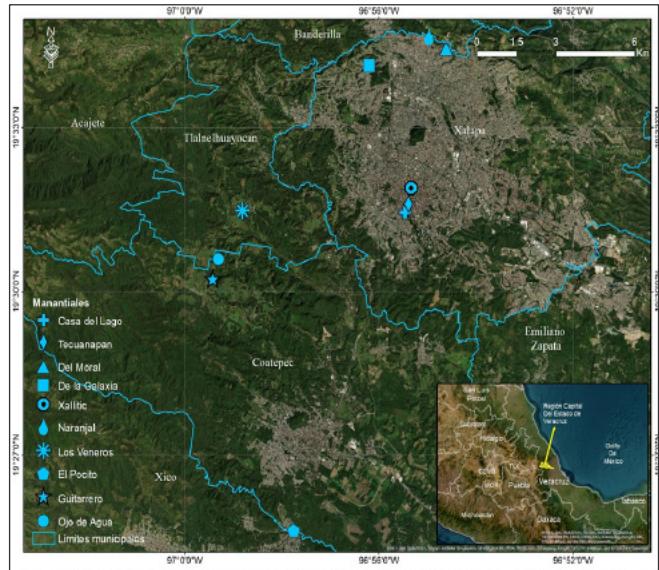


fue calculado el valor medio, multiplicándose por un factor de 100 al compararse con estándares expresados en UFC por 100 ml.

Para la medición del caudal se recurrió al aforo volumétrico. Debido a su practicidad, un recipiente con capacidad de 20 litros fue colocado de manera cuidadosa captando completamente el flujo de agua lo más cercano posible al afloramiento, por ejemplo, en los excedentes que dejan correr las cajas de captación, y simultáneamente cronometrando el tiempo de llenado. Utilizando una probeta graduada se midió el volumen colectado (litros), que fue dividido entre el tiempo (segundos) en colectarse, obteniendo así el caudal (litros por segundo). La técnica es repetida tres veces y calculado el valor medio.

También se llevaron a cabo registros fotográficos con el fin de conocer los usos del agua y elementos de contaminación en el entorno. Sumado, en relación a los mismos temas, se dialogó con usuarios presentes y/o con habitantes próximos a los sitios (Véase Figura 1).

Figura 2. Ubicación de los diez manantiales seleccionados en la Región Capital del Estado de Veracruz, México.



Resultados.

De acuerdo a lo expresado por usuarios, los manantiales en zonas urbanas se nombran: Casa del Lago, Tecuanapan y Xallitic, en pleno centro del municipio de Xalapa; Del Moral y De la Galaxia al norte de

la ciudad, sitio densamente poblado. A su vez, los de áreas de bosque son: Guitarrero, en Coatepec; Ojo de Agua y Los Veneros, en Tlalnelhuayocan; el Pocito, en Xico; y El Naranjal, en el área natural protegida Parque Lineal Sedeño - Quetzalapan, frontera norte Xalapa – Banderilla (Véase Figura 2).

Relacionado a la contaminación fecal, un tercio de los manantiales - Ojo de Agua, Guitarrero y el Pocito- no presentaron rastros de *E. coli* (Véase Tabla 1). Sin embargo, los cinco de zonas urbanas y dos en bosque, sí registran presencia. Destacan las altas concentraciones en el Casa del Lago y en el Tecuanapan (15,100 y 1,067 UFC/100 ml) que, de acuerdo a estándares ocupados por Global Water Watch (Deutsch et al., 2014), es riesgosa para consumo y contacto humano, superando umbrales de potabilización. Xallitic, Del Moral, De la Galaxia, Naranjal y Los Veneros, muestran concentraciones menores a 200 UFC/100 ml, agua relativamente segura para contacto humano pero no para consumo.

Los afloramientos se encuentran confinados por cajas de captación, elementos de confinamiento u otras estructuras de extracción (véase Figura 3),

Tabla 1. Resultados de los muestreos de *E. Coli* y mediciones de caudal.

Manantial	Ubicación (Latitud, longitud)	Entorno	E. Coli (UFC/100 ml)	Caudal (L/s)
Casa del Lago	19.524137°, -96.924329°		15100	1.6
Tecuanapan*	19.526772°, -96.923157°		1067	-
Del Moral	19.574186°, -96.910225°	Urbano	167	19.0
Xallitic	19.531504°, -96.922282°		100	0.2
De la Galaxia	19.569130°, -96.936639°		33	4.0
Naranjal	19.577969°, -96.916164°		133	0.5
Los Veneros	19.524633°, -96.980099°		133	0.5
El Pocito	19.426897°, -96.962660°	Bosque de niebla	0	1.2
Guitarrero	19.503833°, -96.990333°		0	0.6
Ojo de Agua	19.509917°, -96.988417°		0	6.3

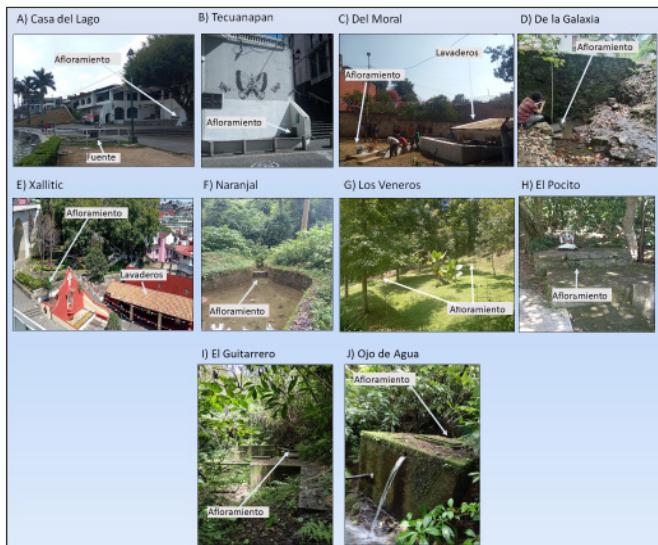
*En el manantial Tecuanapan fue imposible realizar la medición del caudal debido a una rejilla metálica que lo impide.

dejando correr el resto del flujo metros adelante (caudal excedente). Debido a tal situación, solo fue posible medir el caudal excedente o, como en el Tecuanapan, imposible realizar por la presencia de una rejilla metálica que lo impide. Con 19 L/s, Del Moral presenta mayor caudal excedente, seguido del Ojo de Agua, 6.3 L/s; y De la Galaxia, 4 L/s. El resto va de 1.6 L/s (Casa del Lago) a 0.2 L/s (Xallitic).

Las extracciones de agua, inmediatas a los afloramientos, son dirigidas a palacio de gobierno estatal, a partir del Tecuanapan; a un centro

cultural homónimo, en el Casa de Lago; a una grava, desde Del Moral; al Mercado Jáuregui, del Xallitic; a un lavado de autos, que ocupa el de La Galaxia; y el Pocito, derivada a un ingenio. El Ojo de Agua, Guitarrero y Los Veneros, surten a las comunidades de Zoncuantla, Cuauhtémoc, y parte de Rancho Viejo, respectivamente. En el Naranjal, sobresalen unos lavaderos abandonados que según vecinos hace 20 años ocupaban.

Asociado al flujo excedente, en el Casa Del Lago, con altas concentraciones de *E. coli*, parte se dirige a una fuente de acceso público de la que beben agua personas adultas, menores de edad y mascotas. En el De la Galaxia, Del Moral, Xallitic y el Pocito, derivado de la

Figura 3. Manantiales seleccionados.**Entornos urbanos: A, B, C, D y E.****En bosque de Niebla: F, G, H, I, y J.**

ausencia recurrente de agua en la red municipal, es usado por habitantes de colonias circundantes, aca-rrreando el líquido hasta sus hogares. Aunado, en el Del Moral y Xallitic, surte lavaderos públicos donde

la gente lava ropa, bebe agua o se asea. En el caso del Ojo de Agua y Guitarrero, alimenta cabeceras del arroyo Tixtla (Véase Tabla 2).

En entornos de manantiales urbanos es común la presencia de excretas de perros, cadáveres de palomas y ratas, restos de comida, envases, bolsas y platos de plásticos ya usados. Además de: viviendas con drenaje antiguo o inexistente, aguas jabonosas, escurremientos de calles y tránsito de vehículos automotores. Esa situación se repite en El Naranjal, manantial en bosque pero cercano a la expansión urbana.

Aunque manantiales en entornos de bosque, Ojo de Agua y Guitarrero, no registran presencia de *E. coli* en su flujo, a unas decenas de metros resaltan extensos cultivos intensivos de papa, expo-niéndolos a plaguicidas altamente tóxicos. En Los Veneros se registraron casas cercanas y excretas de perros. En el Pocito predominan sembradíos de café de sombra.

Conclusiones

De acuerdo a la concentración de *E. coli*, y siguien-do estándares ocupados por Global Water Watch, el

Tabla 2. Extracciones inmediatas a los afloramientos y aprovechamientos de flujo excedente.

Manantial	Entorno	Extracción inmediata al afloramiento	Aprovechamiento de flujo excedente
Casa del Lago		Aprovechada, esporádicamente, por el Centro Cultural Casa del Lago	Consumo de algunas personas que se ejercitan en la zona, juegan infancias y mascotas. También alimenta embalses artificiales de Los Lagos del Dique
Tecuanapan		Agua para palacio de Gobierno del Estado de Veracruz	Direccionada a embalses artificiales de Los Lagos del Dique
Del Moral	Urbano	Direccionada a una industria de extracción gravera	Uso y consumo de habitantes de colonias circundantes, acarrean agua hasta sus hogares. Aunado, surten sus respectivos lavaderos públicos, donde personas lavan ropa, beben agua o se asean.
Xallitic		Dirigida al Mercado Jáuregui	
De la Galaxia		Ocupada en lavado de autos, y en temporada cálida seca, se surten pipas que venden agua.	Uso y consumo de habitantes de colonias circundantes, acarrean agua hasta sus hogares. No obstante, una casa vecina extrae agua con bomba eléctrica
Naranjal		No se registra extracción inmediata al afloramiento	Lavaderos abandonados que, de acuerdo a vecinos, hace 20 años aún ocupaban
Los Veneros		Destinada a algunas Casas habitacionales de la localidad de Rancho Viejo.	Su flujo se incorpora metros adelante al Río Pixquiac.
El Pocito	Bosque de niebla	Brinda agua a un Ingenio Cañero	Uso y consumo de habitantes de colonias circundantes que acarrean el agua hasta sus hogares.
Guitarrero		Conducida a los habitantes de la Localidad Cuauhtémoc.	
Ojo de Agua		Abastece a la comunidad de <u>Zoncuantla</u> , compuesta por hogares y comercios	Se incorporan a las cabeceras del arroyo Tixtla, el cual es aprovechado por diversas actividades de la zona.

agua de los manantiales Casa del Lago y Tecuanapan, es peligrosa para contacto y consumo humano (>600 UFC/100 ml), superando umbrales de potabi-

lización (>1000 UFC/100 ml). En el Xallitic, Del Moral, De la Galaxia, Naranjal y Los Veneros, es segura para contacto humano pero no para consumo (<200 UFC/100 ml). Respecto a la ausencia de *E. coli*, solo en el Ojo de Agua, Guitarrero y el Pocito, es apta para consumo.

El riesgo de contaminación fecal en el agua de los manantiales aumenta en entornos urbanos o cercanos a ellos. Residuos sólidos, drenajes deficientes, escurrimientos aledaños y diferentes desechos, tienen repercusiones negativas. Al igual, aunque algunos manantiales en entornos de bosque no muestran contaminación fecal, están expuestos a distintos elementos nocivos; el Ojo de Agua y Guitarrero, amenazados por plaguicidas tóxicos empleados en cultivos de papa.

Todos los manantiales –a excepción del Naranjal– son aprovechados por pobladores para uso y/o consumo, inclusive algunos en comercios o industrias. Imprescindibles para habitantes y ecosistemas, deben ser prioridad de conservación. Para reducir riesgo de contaminación se recomienda: revisar minuciosa el adecuado funcionamiento

de los drenajes sanitarios e infraestructura urbana subyacente, mantener limpio el entorno, y monitorear periódicamente la calidad de agua, con información disponible al acceso público. Necesario continuar realizando estudios para identificar otros contaminantes. 

Bibliografía

Deutsch, W., Romagnoli, O., Ruiz-Córdova, S., Ramos-Escobedo, M., Flores-Díaz, A., Aranda-Delgado, E., y Ruiz-Córdova, C. (2014). Monitoreo Comunitario del Agua: Monitoreo Bacteriológico. Global Water Watch, Auburn University Water Resources Center, Auburn, Alabama, U.S.A.

Organización Mundial de la Salud [OMS]. (2023). Agua para consumo humano. Disponible en: <https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/drinking-water> (Consultado: 15 de noviembre 2025)

Pedroza Acuña, A. (2021). Contaminación difusa, el reto para la gestión del agua en ciudades. PERSPECTIVAS IMTA, No. 20, DOI: doi.org/10.24850/b-imta-perspectivas-2021-20.

Agradecimientos

*Se agradece de manera especial a integrantes
de Guardianes del Agua - Xalapa, por la generosa
donación de las placas Peel Plate Ec HV*

CONTAMINACIÓN Y RIESGOS EN LA COSECHA DE LLUVIA: LOS ALJIBES EN CALAKMUL

YESSICA ARELI GARCÍA CALDERÓN,
GRECIA FABIOLA CASANOVA MADERA,
BIRGIT SCHMOOK

EL COLEGIO DE LA FRONTERA SUR. UNIDAD CHETUMAL, QUINTANA ROO



La región de Calakmul carece de cuerpos de agua superficiales y debido a sustrato kárstico el agua pluvial se infiltra rápidamente, provocando que la temporada de secas represente estrés hídrico para los habitantes, situación que se ha exacerbado las últimas décadas. Las aguadas fueron y siguen siendo las fuentes superficiales de agua para la fauna y las comunidades humanas, aunado a otras alternativas que los habitantes han creado como los aljibes, jagüeyes y ollas que cosechan el agua de lluvia y que, muchas veces representan el único suministro en la temporada de secas. Este artículo analiza el aljibe como ingeniería hídrica que por su relevan-

cia contribuye al abastecimiento del recurso en la región, destacando la importancia de la limpieza y los posibles riesgos en la salud.

En Calakmul, el acceso al agua potable es uno de los problemas estructurales más persistentes para las comunidades rurales. Los asentamientos dispersos, la escasez de cuerpos de agua superficiales y la alta permeabilidad del sustrato kárstico dificultan la captación y el almacenamiento del recurso (Chávez, 2021). A ello se suma, una infraestructura hidráulica deteriorada o insuficiente, que limita el volumen de agua disponible para la población. La marcada estacionalidad de las lluvias y la degradación de los

suelos (principalmente por deforestación), reducen aún más la disponibilidad de agua (MRCC, 2012). Estos factores reflejan un problema multidimensional, resultado de condiciones ambientales adversas, deficiencias de planificación, bajo mantenimiento y desigualdades territoriales históricas.

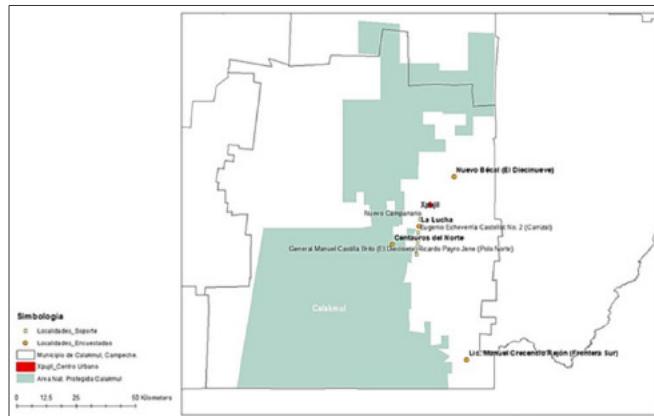
En este contexto, muchas familias dependen de pozos artesianos, jagüeyes, camiones cisterna y, de manera complementaria, de la captación de agua de lluvia en aljibes, tema central de este artículo.

El término aljibe proviene del árabe al-yubb y designa un receptáculo excavado, total o parcialmente, para almacenar agua, generalmente cubierto por una bóveda (Pavón, Maldonado, 1990). Aunque su origen es árabe y llegó a Mesoamérica con los españoles —construido comúnmente en ladrillo o concreto y destinado a la recolección de agua pluvial—, los antiguos mayas desarrollaron sus propios sistemas de almacenamiento mediante los chultunes, (del maya chulub tun, ‘cisterna o silo en roca para recoger agua de lluvia’). Estos receptáculos subterráneos, con forma de botella y excavados en la roca kárstica, permiten almacenar

agua durante la temporada de lluvias para su uso en época seca (Peraza, 1989). Revestidos en muchos casos con estuco impermeable, fueron una fuente importante de agua para muchos de los asentamientos prehispánicos (Rojas 2009).

Hoy, además de las condiciones físico-naturales, se suman los efectos del cambio climático, por lo que en Calakmul los aljibes son esenciales para cosechar agua de lluvia, dadas las exigencias de preservación del recurso y las particularidades del entorno.

Mapa 1. Área de estudio, localidades analizadas en el municipio de Calakmul, Campeche.



Para mostrar la importancia de los aljibes en Calakmul, en 2024 se realizaron encuestas en cuatro comunidades —Nuevo Bécal, La Lucha I, Centauro del Norte y Manuel Crescencio Rejón— seleccionadas por su ubicación estratégica (norte, centro y sur del municipio). Se aplicaron encuestas al 20% de los hogares (72 en total) sobre el uso del aljibe comunitario. Como se observa en la tabla I, en tres comunidades, más del 50% de los hogares que usan agua del aljibe la destinan al consumo humano. Esto podría vincularse con la percepción de calidad, ya que en todas las comunidades la mayoría considera que el agua del aljibe es buena.

Localidad	Hogares (H) encuestados (n*)	H. usan agua del aljibe (%)	H. usan agua del aljibe para consumo humano (%)	H. perciben buena la calidad del agua del aljibe (%)
Nuevo Bécal	23	52.2	50	58
La Lucha I	17	47.1	25	50
Centauro del Norte	15	66.7	90	60
Manuel Crescencio Rejón	17	29.4	80	100
Total	N = 72**	48.6	60	63

*n = subtotal por comunidad.

**N = total general

Además, en la segunda mitad del 2025 se visitaron cuatro comunidades más —Nuevo Campanario, Eugenio Echeverría Castellot No. 2, Manuel Castilla Brito y Ricardo Payro Jene— para observar el estado de sus aljibes, sus características físicas, ubicación y posibles fuentes de contaminación. En general, todos los aljibes de las ocho localidades funcionan como suministro en temporada de secas. Asimismo, se observó que los aljibes carecen de mantenimiento y presentan un bajo estado de conservación. En los más deteriorados se observan grietas, desprendimiento del recubrimiento, humedad y moho, así como corrosión en escaleras, tapas y rejillas. Muchos no cuentan con tapa,

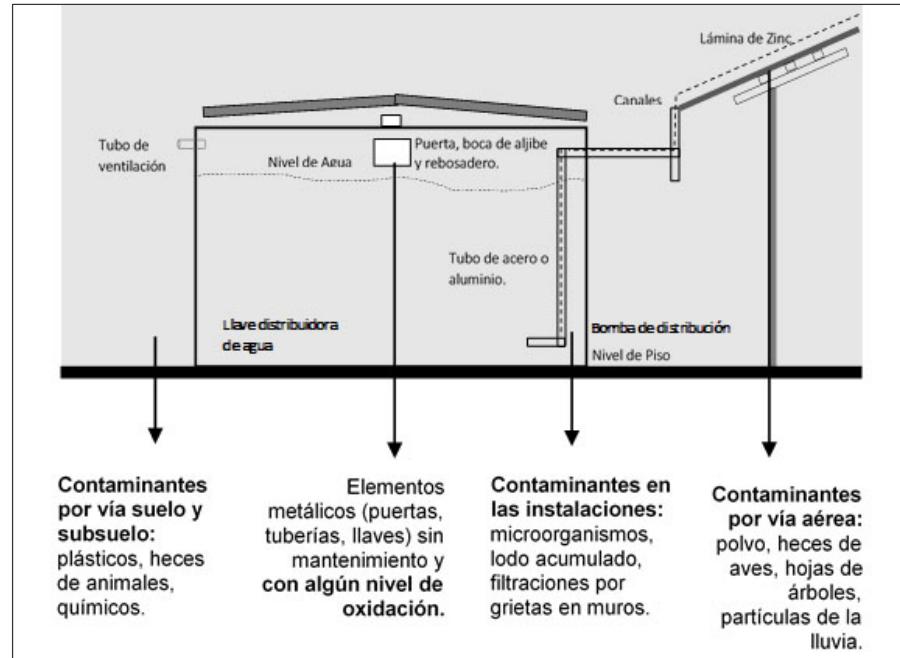
lo que facilita la entrada de polvo, insectos y animales. El agua desbordada suele ser turbia, con fugas visibles y zonas de estancamiento alrededor, donde proliferan mosquitos. Estas condiciones comprometen la calidad y seguridad del agua almacenada, generando riesgos para la salud.

Riesgos

Como se observa en la Figura 1, la falta de mantenimiento de los aljibes genera contaminación del agua por diversas fuentes: infiltración, vertidos accidentales, filtraciones y alcantarillado, agrietamiento, fugas o tuberías en mal estado.

Esta contaminación puede generar enfermedades de origen biológico presentes histó-

Figura 1. Funcionamiento del aljibe: Cosecha de lluvia y contaminación.



ricamente en la región: bacterias (*E. coli*, *Salmonella*, *Shigella*, *Vibrio cholerae* y *Legionella pneumophila*), virus (*norovirus*, *rotavirus*, *enterovirus* y *hepatitis A*) y parásitos (*Giardia*, *Cryptosporidium* y *Cyclospora*).

Además, el agua estancada alrededor de los aljibes favorece la proliferación de mosquitos transmisores de dengue, chikungunya, leishmaniasis y zika.

Ejemplos de aljibes en las porciones analizadas:

a) Localidad 1: La Lucha I

Población 226 habitantes (Datos del municipio de Calakmul, 2024). En la fotografía 1 se muestra un aljibe ubicado en la entrada de la localidad, a pie de carretera; subterráneo y de concreto con cubierta de lámina, está cercado y recibe escurrimientos pluviales. En la fotografía 2 se observa un aljibe a nivel de piso al acceder fue posible observar agua verdosa, encharcamientos alrededor, agrietamiento en muros y techos sucios, se considera que ambos aljibes requieren revisión estructural, limpieza, mantenimiento de las estructuras complementarias y control de la calidad del agua.

b) Localidad 2: Manuel Castilla Brito

Población 523 habitantes (Datos del municipio de Calakmul, 2024). La fotografía 3 muestra un aljibe a nivel de piso cuya infraestructura es antigua, sucio alrededor con agua estancada y materiales constructivos deteriorados. En la fotografía 4 se ve un área de despachador de agua para consumo humano en mal estado.

Fotografía 1.



Fotografía 2.



Fotografia 3.



Fotografia 4.



Según el Manual de Desinfección para Sistemas de Agua Potable (CONAGUA-SEMARNAT, 2018), el mantenimiento del aljibe debe hacerse anualmente, o mínimo cada 2 años. Esto incluye revisar su estado físico, desinfectarlo con cloro, evaluar la estructura y analizar la calidad del agua. La tapa debe mantenerse cerrada y protegida, el drenaje debe funcionar adecuadamente y el área alrededor mantenerse seca. Para la limpieza interior, es necesario vaciar el aljibe y frotar base y muros para eliminar residuos. En general, se requiere un control y monitoreo continuo del aljibe y del agua almacenada.

Conclusiones

La cosecha de lluvia mediante aljibes es esencial para el bienestar de las comunidades de Calakmul, principalmente en la temporada de secas. Este estudio confirma que los aljibes comunitarios forman parte importante de la infraestructura hídrica y, a veces, la única fuente de agua para uso doméstico y consumo humano. De acuerdo con las encuestas aplicadas en las comunidades, la mayoría de los hogares considera que el agua del aljibe es de buena calidad, sin embargo, el trabajo de campo mostró que la funcionalidad y seguridad de estos sistemas están comprometidos por un mantenimiento insuficiente y un deterioro físico progresivo. Aunque los aljibes son esenciales para el abastecimiento hídrico, su estado actual limita su capacidad para proveer agua segura, especialmente ante una creciente variabilidad climática y la extensión de la época seca.

El análisis destaca la urgencia de establecer programas comunitarios de limpieza, monitoreo y rehabilitación de aljibes, acompañados de capacitación técnica y apoyo institucional. Así como, generar información sistemática sobre la frecuencia de mantenimiento, los actores responsables y las barreras que impiden su adecuada gestión. La gestión preventiva y coordinada contribuirá a que los aljibes cumplan su función en las comunidades de Calakmul, fortaleciendo esta infraestructura se avanza en la seguridad hídrica, la salud y el bienestar de la población. ♦

Bibliografía

Chávez Guzmán, Mónica, (2021). UADY El agua en la Península de Yucatán, un recurso con alta vulnerabilidad. Unidad de Ciencias Sociales-CIR, Año 4, Número 8, Universidad Autónoma de Yucatán, México.

Compendio de Programas Federales para Municipios (2024); Guía de Programas Federales (2025); Programa de desazolve y rehabilitación de aljibes en Matehuala. Gobierno de México.

Gaceta Municipal de Calakmul (2022), núm. 14 Campeche, México.

Jiménez, Blanca. (1995). "Filtración del Agua". México: Serie Azul del Instituto de Ingeniería, No. 572, UNAM, México.

Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento Desinfección Para Sistemas de Agua Potable y Saneamiento (2018). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales / Comisión Nacional del Agua. Subdirección General de Agua Potable, Drenaje y Saneamiento, México.

Morales Gil, A. (1969). El riego con aguas de avenidas en las laderas subáridas, Papeles del Departamento de Geografía, Universidad de Murcia, España.

Pavón, Maldonado, B (1990): Tratado de arquitectura hispano-musulmana I. Agua, Edit. C.S.I.C., Madrid, España.

The Midwestern Regional Climate Center, (2025). Purdue University, Indiana, USA.

- Zapata Peraza, Renée Loreley (1989). Los chultunes, sistema de captación y almacenamiento pluvial. INAH, México.

ACIDIFICACIÓN DE CUERPOS DE AGUAS SUPERFICIALES ASOCIADAS A FUENTES DIFUSAS DE CONTAMINACIÓN

IRVING FERNANDO GARCÍA-FERNÁNDEZ,
ISABEL ARACELI AMARO-ESPEJO,
PAULA ZÚÑIGA-RUÍZ,
FABIOLA LANGO-REYNOSO,
ROCÍO DE GUADALUPE BERNAL-RAMÍREZ

TECNOLÓGICO NACIONAL DE MÉXICO/INSTITUTO TECNOLÓGICO DE BOCA DEL RÍO.



Resumen: El aumento de CO₂ derivado de las actividades antropogénicas contribuye a la acidificación de cuerpos de agua superficiales, alterando la biodiversidad acuática y comprometiendo los servicios ambientales, económicos y sociales que estos ecosistemas proporcionan. Así también, las emisiones de CO₂ tienen efecto directo con el cambio climático. El aumento de las emisiones de CO₂ son causado por fuentes de puntuales como la generada por la industria y principalmente por contaminación difusa, donde no existe un control de las emisiones. Ante un ritmo acelerado de las actividades del hombre, el efecto de las emisiones sobre la acidificación de los

cuerpos de agua traerá repercusiones a largo plazo. Existen reportes que existe una disminución del pH en el océano y se proyecta un impacto mayor en cuerpos de agua dulce.

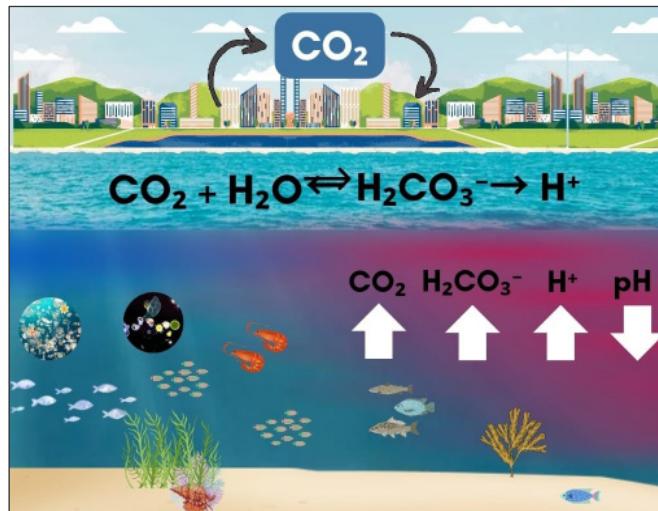
Introducción

La acidificación del agua es una amenaza a la estabilidad de los ecosistemas, esto sucede cuando el CO₂ liberado a la atmósfera ingresa a cuerpos de agua superficiales, donde se producen una serie de reacciones químicas. Cuando el CO₂ es liberado a la atmósfera, contribuye a la formación de carbono inorgánico disuelto (CO₂, H₂CO₃, HCO₃⁻ y CO₃²⁻) a través

de la mineralización de productores primarios y la disolución de la materia orgánica (Cai et al., 2021). La disminución de iones de carbonato limita la formación de estructuras principales de los moluscos y crustáceos (Veáse Figura 1).

La acidificación de los cuerpos de agua, trae implicaciones en diversas especies acuáticas que alteran el carbonato de calcio en sus estructuras como el caso de crustáceos, moluscos y corales (IUCN, 2017). La disolución del CO₂ en cuerpos de agua dulce y salobre provoca cambios en las propiedades ácido-base, generando una disminución del pH y formación de carbonatos, causando así alteraciones fisicoquímicas que impactan ecológicamente a la fauna acuática. Esto causa la presencia de eutrofización debido a la modificación de la química del agua, es decir, se produce un incremento excesivo de materia orgánica, que al descomponerse disminuye el oxígeno disuelto presente, provocando zonas de hipoxia cuando un impacto negativo en diversas especies de vida acuática (Doney et al., 2020).

Figura 1. Efecto de las emisiones de CO₂ sobre el agua superficial que incrementan la acidez.



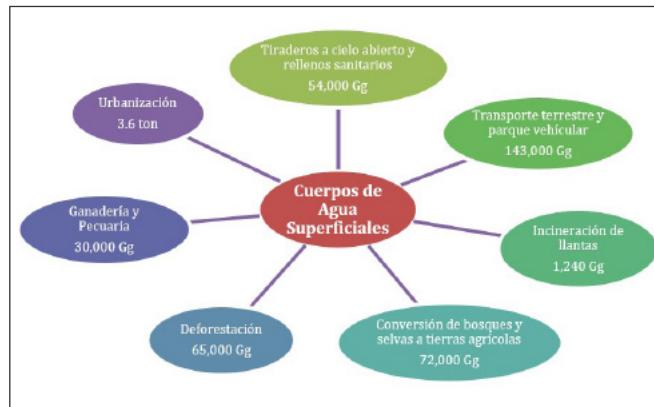
Estas emisiones de CO₂ provienen tanto de fuentes puntuales, como la industria que llega a generar 714 millones de ton/año, sin embargo, las fuentes difusas pueden aportar mayores emisiones. Estas fuentes difusas surgen por ejemplo del transporte terrestre, el cambio de uso de suelo por deforestación,

ción o conversión a tierras agrícolas, así como la urbanización que pueden emitir hasta un 60% más de CO₂ (Ruiz et al., 2023) (Veáse Figura 2). Desde 1930, se ha reportado que se han liberado más de 440,000 millones de ton de CO₂ debido a la quema a gran escala de combustibles fósiles, la deforestación y la producción de productos para la construcción, estas emisiones masivas de carbono aumentan el efecto invernadero y amenazan la estabilidad del clima del planeta (Kleypas, 2019) (Veáse Figura 2). Es por esto que, la identificación de fuentes difusas de contaminación de CO₂ es clave para el desarrollo de estrategias de mitigación efectivas que permitan disminuir la acidificación de cuerpos de agua superficiales y sus implicaciones.

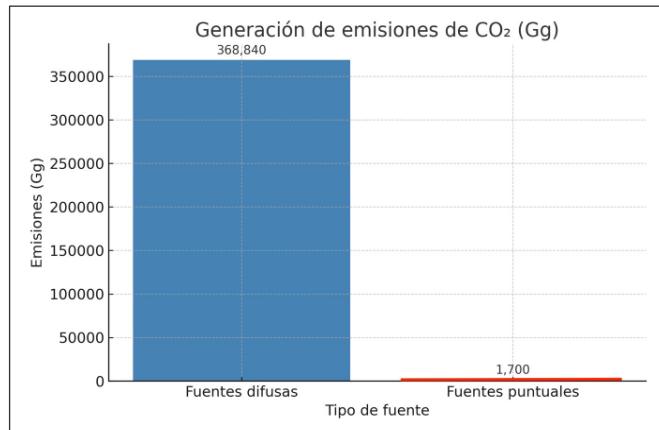
Desarrollo

En los puertos de Veracruz-Boca del Río, se ubican importantes cuerpos de agua superficial como el río Jamapa, la Laguna de Mandinga, el Arroyo Moreno, las lagunas intedunarias y la zona costera. Las fuentes difusas que se ubican en los puertos, surgen de diversas actividades antropogénicas que originan

Figura 2. Fuentes difusas de CO₂ en zonas portuarias que incrementan la acidez en cuerpos de agua superficiales (Gg: gigagramo que equivale a 1,000 ton).



importantes emisiones de CO₂ como el consumo energético residencial y comercial, el transporte terrestre de vehículos particulares, y transporte público y el transporte marítimo que genera emisiones de CO₂ de hasta 2.6 millones/año, que provienen de los buques que arriban en promedio 6 buques diariamente (ASIPONA, 2022). Otras de las emisiones

Figura 3. Emisiones de CO₂ por fuentes de contaminación.

difusas provienen de la actividad portuaria, que derivan de vehículos de carga pesada, sistemas ferroviarios, montacargas, grúas móviles para el manejo de mercancía (INECC, 2019). En Veracruz-Boca del Río se ha observado que existen aproximadamente cerca de 1,400 establecimientos de elaboración de comida que realizan emisiones a través de la preparación de alimentos como asados, horneados, etc. (Canaco-Servytur Veracruz, 2025).

Actualmente las fuentes difusas generan más emisiones que las fuentes puntuales, teniendo la generación anual de fuentes puntuales de 1,700 Gg (Gigagramos) y de fuentes difusas 368,840 Gg, lo que genera preocupación ya que, las emisiones de CO₂ también provocan alteraciones del clima local (Veáse Figura 3). La acumulación de estas emisiones en la atmósfera puede afectar tanto la temperatura de la región como sus patrones de lluvia. En el estado de Veracruz, se han registrado incrementos en la temperatura y cambios en la distribución de las lluvias, lo cual podría agravar los períodos de estiaje y causar cambios en el suministro de agua.

La problemática de las emisiones de CO₂, se refleja en la acidificación de los cuerpos de agua; en el agua de mar ha disminuido 0.1 de pH y se espera que reduzca 0.3 para el año 2100 (Stelzenmüller et al., 2021). Sin embargo, la preocupación más grande es la acidificación del agua dulce, ya que es más rápida la disminución que en los océanos, diversos estudios han reportado que de 1981 a 2015 ha existido un aumento de las emisiones y una disminución del pH del agua en 0.3 (Weiss, 2019).

Conclusiones

Los cuerpos de agua superficiales en zonas portuarias enfrentan un gran problema causada por emisiones de CO₂ debido a la intensa actividad antrópica. El incremento de las emisiones de CO₂ está fuertemente asociado a la contaminación por fuentes difusas como es el comercio de los alimentos, el transporte terrestre y marítimo, los tiraderos a cielo abierto, los rellenos sanitarios y la actividad marítima.

Ante esta problemática se deben implementar fuentes de energía limpias, fomentar tecnologías más eficientes y combustibles menos contaminantes, promover la captura de CO₂ a través de reforestaciones e implementar políticas ambientales más estrictas como estrategias de mitigación. ♡

Bibliografía consultada

Administración del Sistema Portuario Nacional Veracruz (ASIPONA Veracruz). (2022). Programación de buques. Puerto de Veracruz. Recuperado de <https://www.puertodeveracruz.com.mx/wordpress/tramites-y-servicios/programacion-de-buques/>

Cai, W.-J., Feely, R. A., Testa, J. M., Li, M., Evans, W., Alin, S. R., Xu, Y.-Y., Pelletier, G., Ahmed, A., Greeley, D. J., Newton, J. A., & Bednaršek, N. (2021). Natural and anthropogenic drivers of acidification in large estuaries. *Annual Review of Marine Science*, 13(1), 1-27. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010419-011004>

Cámara Nacional de Comercio, Servicios y Turismo de Veracruz (Canaco-Servytur). (2025). Seis comercios cerraron en la zona Veracruz-Boca del Río en lo que va del 2025. <https://imagedeveracruz.mx/veracruz/seis-comercios-cerraron-en-la-zona-veracruz-boca-del-rio-en-lo-que-va-del-2025-canaco/50650101>

Doney, S. C., Busch, S., S., C. & Kroeker, K. (2020). The impacts of ocean acidification on marine ecosystems and reliant human communities. *Annual Review of Environment and Resources*, 45, 83-112. doi: <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-012320-083019>

Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC). (2019). Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero 1990-2019. México: SEMARNAT. Recuperado de <https://www.gob.mx/inecc>

International Union for Conservation of Nature (IUCN). (2017). Introducción a la acidificación oceánica. Recuperado de <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/Rep-2017-012-Es.pdf>

Kleypas JA, Yates KK. (2019). Coral reefs and ocean acidification. *Oceanography*. 22(4):108-17

Ruiz Nápoles, Pablo, Castañeda León, Javier, & Moreno Reyes, Eduardo. (2023). Emisión de gases de efecto invernadero en la economía mexicana y políticas de mitigación, 2020-2030. *El trimestre económico*, 90(358), 531-551. Epub 09 de junio de 2023. <https://doi.org/10.20430/ete.v90i358.1662>

Stelzenmüller, S. S., Schläppy, D. C., Turnbull, S. T., Bell, A. L. (2021). A review and meta-analysis of potential impacts of ocean acidification on marine ecosystems and coastal zones. *Frontiers in Marine Science*, 8, Artículo 584445. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.584445>

Weiss, L. (2019). El exceso de CO₂ acidifica las aguas dulces: efectos en ecosistemas y especies clave. *Ambientum*. Recuperado de <https://www.ambientum.com/ambientum/contaminacion/exceso-co2-aguas-dulces.asp>

CALIDAD DEL AGUA SUBTERRÁNEA EN SINALOA: INTEGRACIÓN DE ANÁLISIS GEOESPACIAL Y SOCIOAMBIENTAL.

OMAR A. MENDOZA-AGUILAR,
XIOMARA V. MORENO-NUÑEZ, YANETH A. BUSTOS-TERRONES,
JUAN G. LOAIZA, JESÚS ESTRADA-MANJARREZ
DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN,
INSTITUTO TECNOLÓGICO DE CULIACÁN, SINALOA, MÉXICO.



Resumen: El análisis de la calidad del agua subterránea en el acuífero del río Mocorito (ARM) muestra una interacción compleja entre procesos naturales y presiones antropogénicas. El índice de calidad del agua (ICA) señala que el ARM mantiene buena calidad, aunque con focos agrícolas críticos. Estos resultados indican la necesidad de gestión adaptativa y sostenible mediante monitoreo continuo, mejores prácticas agrícolas y control de descargas urbanas para preservar el recurso hídrico subterráneo.

Palabras clave: Parámetros de calidad del agua; Gestión sostenible; Indicadores ambientales

1. Introducción

La calidad del agua subterránea es un componente crítico para garantizar el abastecimiento seguro en regiones donde los recursos superficiales son escasos o altamente variables. En Sinaloa, la dependencia del agua subterránea aumenta debido a la presión agrícola, el crecimiento urbano y la disminución de caudales superficiales (Bustos-Terrones et al., 2024). El uso del Índice de Calidad del Agua (ICA) ha demostrado ser una herramienta eficiente para clasificar la aptitud del recurso para consumo humano o riego, integrando múltiples parámetros

en una sola métrica (Ge et al., 2025; Liu et al., 2025).

2. Materiales y métodos

2.1 Parámetros de calidad del agua

Los muestreos se realizaron en lluvia y estiaje para identificar variabilidad temporal, usando datos de calidad del agua de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) y Resultados de la Red Nacional de Medición de Calidad del Agua (RENAMECA).

2.2 Análisis espacial.

Para el análisis espacial, se evaluaron los datos procedentes de siete puntos de muestreo ubicados en el Acuífero Río Mocorito (ARM).

2.3 Índice de calidad del agua

El ICA se ha consolidado como una herramienta para sintetizar datos complejos en un valor que refleje la aptitud del agua para distintos usos. En este estudio se calculó ponderando los parámetros según la relevancia sanitaria de cada parámetro. Se emplearon pH, sólidos disueltos totales (SDT), dureza total (DT), calcio (Ca^{2+}), magnesio (Mg^{2+}), nitratos

(NO_3^-), cloruros (Cl^-), sulfatos (SO_4^{2-}), fluoruro (F^-), alcalinidad total (AT). La clasificación del ICA se estructuró en cinco categorías: excelente (<50), buena (50–100), aceptable (100–200), pobre (200–300) y no apta (>300) (Bustos-Terrones et al., 2024). El cálculo se realizó según Tajwar et al. (2025). Las ecuaciones son las siguientes:

$$RW_i = \frac{w_i}{\sum_i^n w_i} \quad (1)$$

$$q_i = \frac{e_i - v_i}{b_i - v_i} * 100 \quad (2)$$

$$S.I._i = q_i * RW_i \quad (3)$$

$$WQI = \sum_{i=1}^n (S.I._i) \quad (4)$$

Donde W_i representa el peso relativo, w_i es el peso asignado a cada parámetro y n es el número total de parámetros. El término q_i corresponde a la

clasificación derivada de la concentración del parámetro, mientras que v_i es la concentración observada en las muestras de agua, w_i el valor ideal en agua pura y b_i el valor estándar establecido por la Organización Mundial de la Salud (OMS) para cada parámetro (ver Tabla 1).

Tabla 1. Valores de los parámetros para la determinación del ICA

Parámetros	v_i	b_i	w_i	RWI
pH (UpH)	7	8.5	4	0.13
TDS (mg/L)	0	500	4	0.13
Dureza total (mg/L)	0	300	3	0.1
Calcio (mg/L)	0	75	3	0.1
Magnesio (mg/L)	0	30	3	0.1
Nitratos (mg/L)	0	45	4	0.13
Cloruros (mg/L)	0	250	2	0.06
Sulfatos (mg/L)	0	200	2	0.06
Fluoruros (mg/L)	0	1	4	0.13
Alcalinidad total (mg/L)	0	200	2	0.06

3. Área de estudio

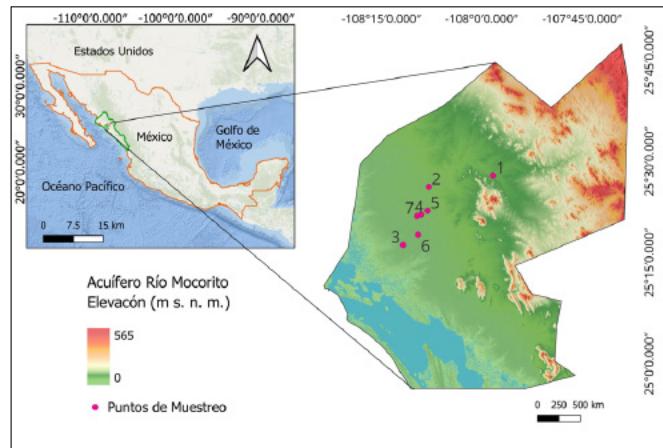
El presente estudio se centra en la calidad del agua subterránea en Sinaloa, con énfasis en el acuífero del río Mocorito. Véase Figura 1

5. Resultados

5.1 Parámetros de calidad del agua

Los parámetros de calidad del agua se compararon con los lineamientos de la Organización Mundial

Figura 1. Ubicación del acuífero del Río Mocorito



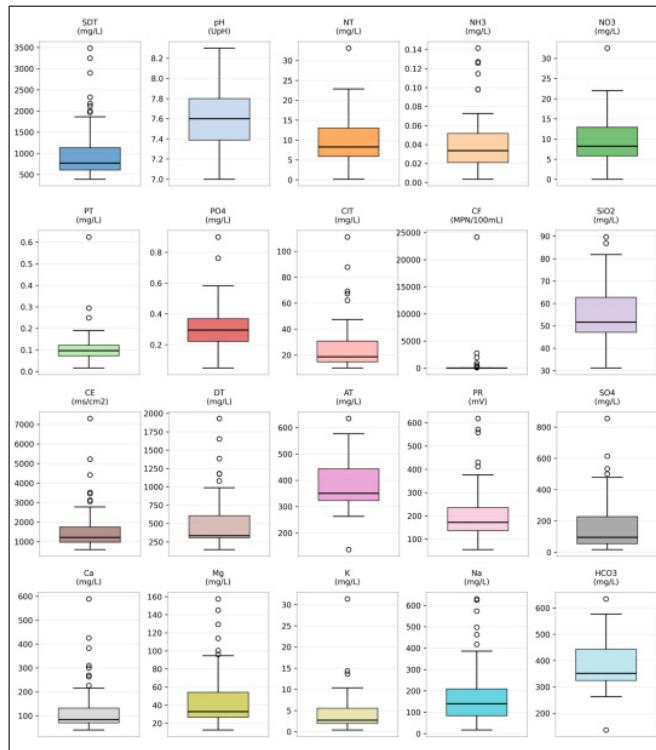
de la Salud OMS (2004). Amonio, nitrato y nitrato se mantuvieron muy por debajo de los límites permisibles, aunque el nitrato mostró un ligero incremento asociado a prácticas agrícolas o descargas difusas (Kashif et al., 2025). En contraste, los sólidos disueltos totales (1007.98 mg/L), la conductividad eléctrica (1606.35 mS/cm²) y la dureza (488.164 mg/L) superaron los valores recomendados, evidenciando fuerte mineralización vinculada a sales de calcio y magnesio (Taloor et al., 2025). Silice y bicarbonatos presentan valores elevados, posiblemente por intemperismo. Véase Figura 2

5.2 Análisis espacial

Se analizaron las concentraciones de los parámetros del agua en siete puntos de muestreo del acuífero del río Mocorito (ARM). Los mapas de interpolación (Figura 4).

En SM1, se registraron las concentraciones más altas de Carbono orgánico total (COT), Nitrito (NO₂⁻), Nitrógeno oxidado (NO), Nitrógeno total (NT), Fósforo total (FT), Dureza total (DT), Conductividad eléctrica (CE), Sólidos disueltos totales (SDT), Bicar-

Figura 2. Distribución del diagrama de caja de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos de muestra de agua.

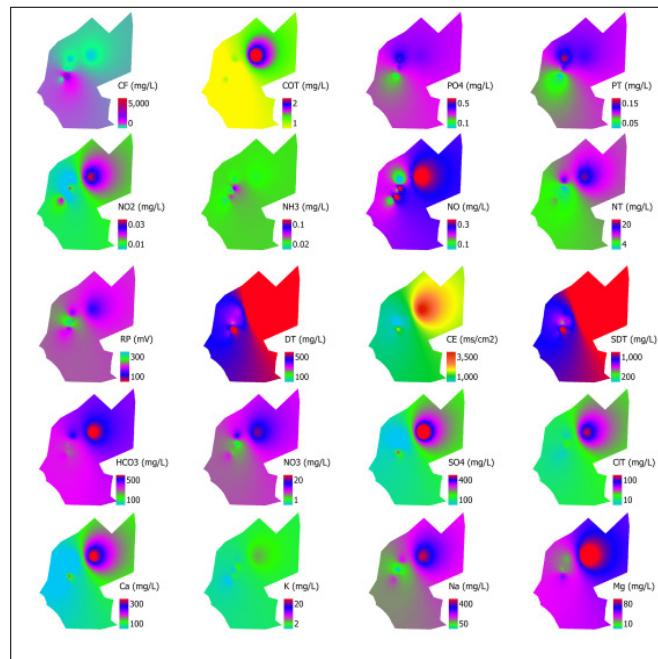


bonato (HCO_3^-), Nitrato (NO_3^-), Sulfato (SO_4^{2-}), Cloruro (Cl^-), Calcio (Ca^{2+}), Sodio (Na^+), Magnesio (Mg^{2+}), Potasio (K^+), reflejando fuerte impacto agrícola y arrastre de sales. SM2, presentó valores intermedios de nitratos (14.7 mg/L) y SDT (812.7 mg/L), SM3, mostró altos coliformes fecales (211 MPN/100 mL), sugiriendo contaminación microbiológica por estiércol o aguas residuales. SM4, tuvo menores sales y nutrientes, pero coliformes significativos (88.5 MPN/100 mL). SM5, presentó nitratos bajos (1.7 mg/L), amonio moderado (0.08 mg/L) y coliformes (138 MPN/100 mL). SM6, fue crítico por CF muy altos (3474 MPN/100 mL) y presencia de fósforo y amonio. SM7, mostró bajos nutrientes y sales, pero coliformes presentes (25.5 MPN/100 mL). Véase Figura 3

5.7 Índice de calidad del agua

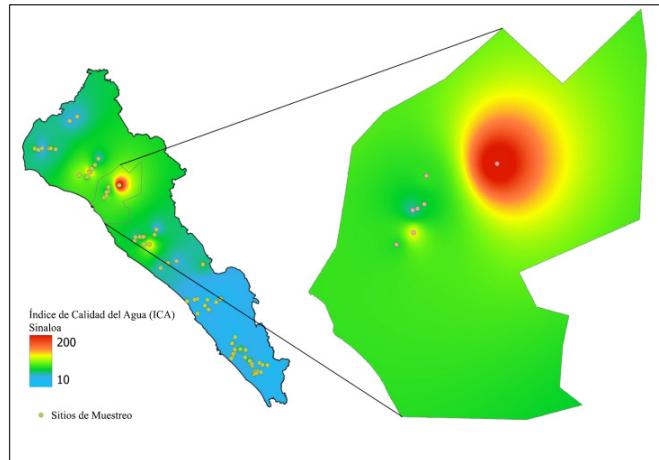
La Figura 4 muestra la distribución espacial del ICA en Sinaloa, con valores de 10 (mejor calidad, azul) a 200 (peor, rojo). Los puntos verdes representan los sitios de muestreo. Predominan valores bajos del índice, con zonas aisladas más altas. En el acuífero del río Mocorito se observa un gradiente de verde a

Figura 3. Distribución espacial de múltiples parámetros fisicoquímicos y microbiológicos del agua subterránea en el ARM



rojo, con un núcleo central de ICA elevado que señala áreas críticas de calidad del agua. Véase Figura 4

Figura 4. Distribución espacial del ICA en el estado de Sinaloa y detalle del acuífero de Río Mocorito



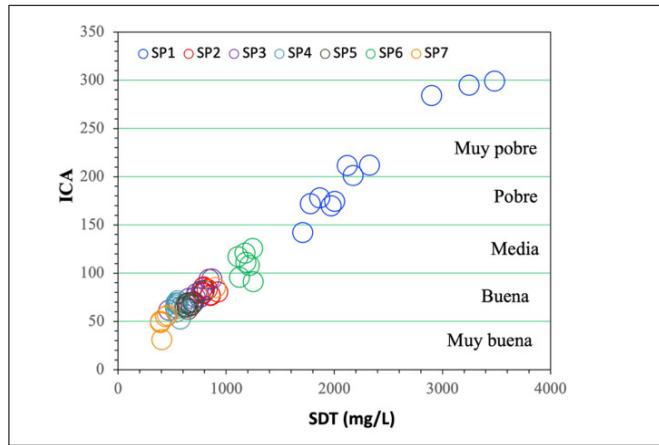
En la Figura 5, el diagrama de dispersión entre el ICA y los Sólidos Disueltos Totales (SDT) de los acuíferos de Sinaloa muestra una clara correlación positiva: a medida que aumenta la concentración de sólidos disueltos, el índice de calidad del agua se deteriora. La mayoría de las muestras se clasifican como buenas, aunque algunos acuíferos presentan

valores que los ubican en la categoría extremadamente mala, lo que indica que las altas concentraciones de sales disueltas afectan significativamente la calidad del agua subterránea en diversas regiones. Esto refleja tanto los procesos naturales de salinización como la influencia de las actividades agrícolas intensivas y las descargas de aguas residuales (Ge et al., 2025). Véase Figura 5

6. Discusion

Los resultados sobre la calidad del agua subterránea en el acuífero del río Mocorito muestran una interacción entre procesos naturales y presiones antropogénicas. Parámetros como TDS, EC y DT) exceden los límites de la OMS en varios sitios, indicando mineralización elevada y presencia de sales de calcio y magnesio, consistente con acuíferos semiáridos donde evaporación e intrusión de minerales incrementan la salinidad (Kashif et al., 2025; Taloor et al., 2025; Al Haj et al., 2025).

Los nutrientes nitrogenados y fosforados (NH_3 , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , TN, TP) se mantuvieron dentro de los límites normativos, aunque con valores altos en

Figura 5. ICA respecto a la concentración de los Solidos**Disueltos Totales de la muestras de agua del ARM**

zonas agrícolas intensivas (SM1, SM3, SM6), lo que refleja impacto de fertilizantes y manejo de estiércol. La presencia de coliformes fecales en áreas urbanas y periurbanas (SM4, SM7) señala descargas domésticas, reforzando la necesidad de estrategias diferenciadas de monitoreo y mitigación (Rivera-Hernández et al., 2017; Sodomon et al., 2025).

El ICA indicó que la mayoría de las muestras presenta buena calidad, aunque existen núcleos críticos en zonas agrícolas. La correlación positiva entre SDT e ICA confirma que la mineralización es el principal factor limitante, mientras que nutrientes y coliformes muestran impactos localizados.

7. Conclusiones

El Índice de Calidad del Agua mostró una calidad predominantemente buena a aceptable, con zonas críticas en regiones agrícolas y costeras, donde la mineralización y la intrusión salina son más intensas. La correlación positiva entre ICA y SDT resalta que la salinidad es el principal factor de deterioro en la calidad del agua subterránea. ♦

Referencias

- Al Haj, R., Merheb, M., Halwani, J., & Ouddane, B. (2025). Baseline hydro-geochemical characteristics of groundwater in Abu Ali watershed (Northern Lebanon). *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 57, 102135.
- Bustos-Terrones, Y. A., Loaiza, J. G., Rojas-Valencia, M. N., Rangel-Peraza, J. G., Ramírez-Pereda, B., & García-Sánchez, B. E. (2024). Hydrogeochemical Characterization of Groundwater Located in an Intensive Agricultural Area: The Culiacan River Aquifer Case Study. *Water Resources*, 51(5), 844-859.
- Ge, Q., Wang, H., Wan, S., Li, X., Wu, P., & Li, X. (2025). Hydrochemical characteristics, water quality, and probabilistic health risk assessments of groundwater in Caraveli Province, South Peru. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 31(3-4), 367-390.
- Kashif, A., Muhammad, N., Wajid, A., Said, M., & Abdur, R. (2025). Geogenic Contamination of Groundwater in a Highland Watershed: Hydrogeochemical Assessment, Source Apportionment, and Health Risk Evaluation of Fluoride and Nitrate. *Hydrology*, 12(4), 70.
- Liu, H., Hu, X., Zhu, H., Xing, L., Han, Z., Hu, K., ... & Huang, L. (2025). Analysis of the hydrogeochemical characteristics of groundwater and identification of pollution sources in facility agriculture areas using self-organizing neural networks. *Environmental Earth Sciences*, 84(6), 161.
- Rivera-Hernández, J. R., Green-Ruiz, C., Pelling-Salazar, L., & Trejo-Alduenda, A. (2017). Hidroquímica del acuífero costero del Río Mocorito, Sinaloa, México: Evaluación de la calidad del agua para consumo humano y agricultura. *Hidrobiológica*, 27(1), 103-113.
- Sodomon, A. K., Akpataku, K. V., Tampo, L., Mande, S. L. A. S., Herrera, J. B., Rosales, W. M., & Faye, S. (2025). Assessment of hydrogeochemical evolution of groundwater from the basement aquifer in the upper part of transboundary Mono River Basin, Togo. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 58, 102200.
- Tajwar, M., Rahman, M., Hasan, M., Sakib, N., Shreya, S. S., Alam, M. M. T., ... & Zahid, A. (2025). Interpreting Hydrogeochemical Interactions and Controlling Processes in Groundwater using Advanced Statistical Techniques in the Southeast Asian Megacity: Dhaka, Bangladesh. *Cleaner Water*, 100084.

Taloor, A. K., Sambyal, S., Sharma, R., Dev, S., Shastri, S., & Kumar, R. (2025). Advanced hydrogeochemical facies classification: A comparative analysis of Machine Learning models with SMOTE in the Tawi basin. *Physics and Chemistry of the Earth*, Parts A/B/C, 137, 103785.

RIESGO DE CONTAMINACIÓN EN CUERPOS DE AGUA ACOPLADOS A UN SISTEMA DE RECARGA METEÓRICA Y APORTE DIFUSO SUBTERRÁNEO EN UNA PLATAFORMA CALCÁREA

ISRAEL MEDINA-GÓMEZ
ENES-UNAM, UNIDAD MÉRIDA.



Resumen: Se analizaron las principales fuentes de aporte difuso en la Península de Yucatán (PY), constituida por una vasta plataforma calcárea cuyo origen geológico y entorno climático han dictado el abastecimiento de agua dulce vía un acuífero no confinado. Existen tres elementos con potencial de perturbar el equilibrio que compendia la historia natural de la PY: manejo de aguas residuales, deforestación y fragmentación del entorno natural, y cambio climático. Estos son relevantes para la producción de agua y la contaminación de cuerpos de agua mediante fuentes difusas. El acuífero de Yucatán enfrenta presiones crecientes y multifacéticas.

Se considera perentorio la revisión del paradigma de desarrollo del Estado, a la luz de escenarios que integren el conocimiento que instituciones locales y nacionales han construido, con la finalidad de diseñar un esquema de acciones de gestión responsable y con visión de largo plazo para esta conspicua región peninsular.

Introducción

La capacidad de los ambientes cársticos para infiltrar ágilmente el agua a través del suelo poroso y sus fisuras denota su propensión al arribo de materiales disueltos al acuífero con una escasa interacción con

el sustrato durante su viaje vertical. Esta característica omnipresente en la PY se combina con el potencial inherente del acuífero saturado para la transmisión lateral del agua vía conductos y fracturas, una vez ésta se localiza en el reservorio subterráneo (Çallı et al. 2025). Ambos atributos magnifican la amenaza de lixiviados, materiales percolados y cambios arbitrarios del uso de suelo, los cuales tienen el potencial de alterar la calidad del agua, no sólo del acuífero, sino también la de los cuerpos de agua costeros, hacia donde la matriz del medio poroso conecta el flujo intergranular preferencialmente mediante descargas difusas (Perry et al. 2009).

Cuando a dicho entorno de la península yucateca, geológicamente determinado y esculpido tras una larga historia de fluctuaciones en el nivel medio del océano mediante series recurrentes de glaciaciones y períodos interglaciares, se le agrega aquellos forzamientos de escala local, derivados de actividades humanas consistentes con un crecimiento poblacional a expensas de áreas naturales, el riesgo de contaminación por fuentes difusas de cuerpos de agua alimentados por agua subterránea

de acuíferos revela una vulnerabilidad intrínseca para esta región.

El futuro del recurso hídrico ante escenarios que avizoran el advenimiento de cambios abruptos y multi-escala para el Estado de Yucatán, subraya el carácter urgente de reconocer la exposición que pende sobre el sistema acuífero, y que reaviva amenazas latentes que deben de ser analizadas en profundidad para orientar a tomadores de decisiones y gestores del agua sobre los riesgos de la trayectoria que se contempla instaurar para el desarrollo regional en lustros por venir.

Desarrollo

Desde su origen durante el Plioceno (2.58-5.33 x106 años), la PY ha estado labrada por transgresiones marinas y los depósitos subsecuentes que dejaron tras de sí estos eventos, a lo largo de un vasto y somero mar que albergó diversos taxones de moluscos y corales (Vázquez-Domínguez y Arita 2010). La concatenación de estos procesos proveyó el material biogénico precursor de la plataforma calcárea que hoy la constituye.

Dicha impronta geológica contribuyó a configurar la alta capacidad de infiltración y transmisividad que caracteriza al acuífero yucateco, materializada en la porosidad intergranular y el desarrollo de conductos, patente a diferente escala espacial (Perry et al. 2018). Esta heterogeneidad en la geohidrología distingue las propiedades físico-químicas del agua subterránea de la PY, que se expresa en un paisaje cárstico caracterizado por el diverso mosaico de ecosistemas que componen el entorno natural. Si bien la diversidad biológica apuntala la estabilidad ecológica, la plataforma calcárea yucateca adolece, por otro lado, de una fragilidad forjada en su raíz geohidrológica, por un acuífero no confinado en su mayoría (Medina-Gómez 2025). El abastecimiento de éste depende de la precipitación, en una proporción promedio del ~20% (Rodríguez-Huerta et al. 2020).

Sin embargo, la dinámica de esta recarga encara una triple amenaza que ya comienza a vislumbrarse, como consecuencia del cambio en el patrón de lluvias, cambio de uso de suelo y la contaminación que se cierne sobre estos reservo-

rios, incluyendo aquellas cuencas del acuífero que podrían servir de reservas hidrológicas (Medina-Gómez 2025). Ya se ha insistido en la importancia ambiental que ejerce la disposición de granjas avícolas en el occidente de Yucatán para los ecosistemas que se sitúan a lo largo del litoral, como la laguna costera de Celestún, donde el aporte difuso de agua subterránea con trazas de contaminación orgánica indica que las instalaciones que operan en las inmediaciones tiene el potencial de perturbar la diversidad biológica, el reciclaje de nutrientes, y el almacén de Carbono de dicho sistema lagunar (Perry et al. 2009; 2018).

Lejos del entorno rural, el crecimiento acelerado de la ciudad de Mérida, epicentro del desarrollo en la región, no solo supone una progresiva demanda de agua para usos domésticos, industriales y de servicios, sino que también generará un aumento exponencial en la producción de aguas residuales y residuos sólidos. Habilitar el tratamiento del agua y elevar su eficiencia para producir su propio alimento son dos dilemas críticos que, históricamente, han dominado el renglón de la pla-

nificación en las ciudades modernas. Para el caso particular de Yucatán, la ineludible dependencia en la recurrencia de lluvias estacionales, una captación influenciada por la cobertura de vegetación, y el aseguramiento de la calidad de agua subterránea a un nivel óptimo plasman un escenario en el que un fallo en la gestión responsable de la productividad regional del agua podría alterar el curso pretendido para el desarrollo de toda la región.

De acuerdo con el plan gubernamental estatal, se contempla establecer un carácter más equilibrado entre la magra exportación (10%) y el desproporcionado 90% de las importaciones actuales del Estado de Yucatán. El ajuste de este balance se instrumentará mediante la creación de corredores industriales, que estarán articulados mediante infraestructura eléctrica y vías de transporte (Directriz 4.6 del Plan de Desarrollo Estatal Yucatán. <https://renacimientoMaya.yucatan.gob.mx/directrices>). Este dinamismo económico contrasta con la fragilidad del sistema acuífero yucateco descrita en párrafos anteriores.

Se juzga razonable entonces que antes de disponer del espacio que ha albergado complejos procesos socio-ecológicos con profundo arraigo en la PY y que han sido moldeados paulatinamente, al ritmo que imparte la evolución, dando lugar a una historia natural irrepetible en la región, es necesario una discusión profunda e interdisciplinaria que aliente la exposición inteligente de argumentos relevantes, incluyendo los de tipo ecológico y los asuntos del entorno socio-económico que apremia resolver. Omitir el monitoreo de prácticas nocivas en este contexto pueden configurar a escala regional un entorno de estrés hídrico de proporción alarmante cuando se le mira desde la perspectiva de la geología subyacente (Perry et al. 2018), junto con las proyecciones climatológicas que atestiguan una disrupción del ciclo hidrológico (Medina-Gómez 2025), al tiempo que la intrusión salina asociada con la penetración del agua marina debajo de una disminuida lente de agua dulce se interna tierra adentro con el aumento del nivel del mar (Narváez-Montoya et al. 2025).

El riesgo de contaminación por fuentes difusas de cuerpos de agua intrínsecamente vulnerables alimentados por un proceso acoplado de recarga meteórica y aporte subterráneo de agua dulce cobra más relevancia ante la sinergia de estos cambios. Es preciso romper esquemas de desarrollo que retroalimentan la paradoja de satisfacer los requerimientos de una ciudad en crecimiento fincándose a expensas de la remoción de áreas críticas de recarga y la disruptión del ciclo hidrológico, desatendiendo mecanismos clave de retroalimentación, como el hecho de que los patrones del nivel freático proporcionan soporte vital para los ecosistemas, al mismo tiempo que la presencia de vegetación y su estado de salud influyen en la captación de lluvia y almacenamiento de ésta dentro del reservorio acuífero.

Conclusión

Los habitantes de la PY nos encontramos ante la ineludible responsabilidad de instrumentar, desde el cuerpo de conocimiento adquirido por las instituciones académicas, la iniciativa privada e instancias gubernamentales, un plan articulado que aborde el

problema de la calidad y cantidad del recurso hídrico, pasando por un reforzamiento de la protección de zonas de descarga y áreas naturales filtrantes. Es la disyuntiva entre el preeminentemente acierto de eludir oportunamente la amenaza de un futuro incierto y la elegía del potencial daño infligido al pilar natural máspreciado que permitió el florecimiento de civilizaciones antiguas y que encontraron en esta tierra su sitio vital. ♦

Bibliografía

- Çallı, K. Ö., Chiogna, G., Bittner, D., Sivelle, V., Labat, D., Richieri, B., et al. 2025. Karst water resources in a changing world: Review of solute transport modeling approaches. *Reviews of Geophysics*, 63, e2023RG000811. <https://doi.org/10.1029/2023RG000811>
- Medina-Gómez, I., 2025. Heterogeneity of groundwater level across a karstic landscape under extreme rainfall and patterns of nearshore chlorophyll-a. *Gulf and Caribbean Research*. Aceptado.
- Narvaez-Montoya, C., Mondragón Bonilla, R., Goldscheider, N. et al. 2025. Groundwater salinization patterns in the Yucatan Peninsula reveal contamination and vulnerability of the karst aquifer. *Commun Earth Environ* 6, 468. <https://doi.org/10.1038/s43247-025-02456-1>
- Perry, E.C., Paytan, A., Pedersen, B. y Velazquez-Oliman, G. 2009. Groundwater geochemistry of the Yucatan Peninsula, Mexico: constraints on stratigraphy and hydrogeology. *J. Hydrogeology*. 367, 27-40.
- Perry, E.C., Leal-Bautista, R., Velazquez-Oliman, G. y Wagner, N. 2018. The Icaiche formation: unacknowledged contributor to Yucatán hydrogeology and geomorphology, GSA Annual Meeting in Indianapolis, Indiana, USA paper 75-2.
- Rodríguez-Huerta, E., Rosas-Casals, M. y Hernández-Terrones, L.M. 2020. A water balance model to estimate climate change impact on groundwater recharge in Yucatan Peninsula, Mexico, *Hydrological Sciences Journal*, 65:3, 470-486.
- Vázquez-Domínguez, E. y Arita, H.T. 2010. The Yucatan Peninsula: Biogeographical history 65 million years in the making. *Eco-graphy*, 33: 212-219. DOI: 10.1111/j.1600-0587.2009.06293.x

CONTAMINACIÓN DESDE EL INTERIOR DEL SUELO: EL CASO DE LOS GEOTEXTILES

MANUEL CARRILLO CÁRDENAS Y PALOMA HERNÁNDEZ LARA

UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE HUEJUTLA



Resumen: Los geotextiles son mallas o láminas hechas en su mayoría de polímeros sintéticos que se colocan sobre o dentro del suelo para cumplir alguna función útil para la ingeniería civil. Desafortunadamente, al permanecer expuestos a los factores ambientales, se degradan paulatinamente y se convierten en fuentes de contaminación difusa. En este trabajo se revisan los principales contaminantes liberados desde los geotextiles, los riesgos ambientales asociados a ellos, los factores que propician su liberación y, por último, se expone una alternativa, que si bien no es definitiva, reduce el impacto que los geotextiles tienen actualmente sobre el medio ambiente.

Introducción

Los seres humanos han modificado el paisaje a gran escala para satisfacer sus necesidades con la construcción de autopistas, canales, puentes, presas, diques y una diversidad de edificaciones. Los terrenos sobre los que se construyen no siempre tienen las propiedades adecuadas para facilitar las obras o para garantizar la permanencia de esas estructuras, por lo que los geotextiles se han vuelto una herramienta imprescindible para adaptar las propiedades del terreno a las necesidades de la ingeniería civil. Se trata de láminas o mallas que se colocan sobre o dentro del suelo para lograr una función espe-

cífica, entre las que se hallan: estabilizar el terreno, separar capas de suelo, favorecer el drenaje, filtrar líquidos, reforzar paredes de estanques o canales, prevenir la erosión del terreno o funcionar como barrera impermeable (Wu, et al., 2020). A inicios de esta década se empleaban a nivel mundial más de mil cuatrocientos millones de metros cuadrados de geotextiles (Wu et al., 2020) y desde entonces la demanda ha aumentado. Al permanecer de manera prolongada en contacto con el suelo o con el agua, los geotextiles se van degradando lentamente y se convierten en una potencial fuente de liberación de contaminantes, por lo que actualmente ha crecido el interés por estudiar el tipo de sustancias que liberan y sus efectos en el medio ambiente.

Micro y nanoplásticos provenientes de los geotextiles

Por sus propiedades mecánicas y tiempo de vida útil, los materiales más usados para la fabricación de los geotextiles son el tereftalato de polietileno (PET), el polietileno (PE) y el polipropileno (PP), siendo este último el polímero usado en el 90 % de

los geotextiles (Hsuan, 2016). Una vez instalados, los geotextiles experimentan cambios causados por factores como la radiación ultravioleta, la oxidación térmica, la colonización microbiana o la exposición a agentes químicos, naturales o sintéticos (Bagheri y Tshireletso, 2025). Estos procesos llevan a la fragmentación microscópica del material, con lo que se liberan partículas clasificadas según su tamaño como microplásticos (< 5 mm) o nanoplásticos (< 0.1 mm) (Zhao et al., 2023). Una vez liberados, los microplásticos afectan al suelo causando la reducción de su porosidad, pérdida de retención de agua, alteraciones en las comunidades bacterianas, inhibición y supresión de la actividad de ciertas enzimas o disruptión de las funciones de la rizosfera (Bagheri y Tshireletso, 2025).

Aunque se componen del mismo material, los nanoplásticos generan mayor preocupación, pues, al poder atravesar la membrana celular, afectan a las células desde su interior (Xie et al., 2023), se acumulan en los tejidos e incluso migran de un órgano a otro (Trevisan et al., 2022). Por sus dimensiones reducidas, tienen una mayor movilidad en suelos

y una mayor biodisponibilidad, pudiendo ingresar a la cadena alimenticia de los humanos a través de los cultivos (Rose et al., 2023).

Aquellos geotextiles usados en canales o estanques liberan estas partículas directamente en el agua, lo que se facilita su dispersión. Entre los efectos que los micro y nanoplásticos causan a los organismos acuáticos se encuentran la inhibición de la fotosíntesis en algas, estrés oxidativo en células y la disrupción de algunas vías metabólicas de diversos organismos (Trevisan et al., 2022; Zhi et al., 2025). Otro aspecto particular de los nanoplásticos es que, debido a su gran área superficial, se comportan como adsorbentes y transportan a otros contaminantes como metales pesados, plaguicidas, fármacos o bifenilos policlorados, entre otros (Trevisan et al., 2022), incrementando su potencial toxicidad.

Los geotextiles como fuente difusa de aditivos

La mayoría de los polímeros sintéticos contienen aditivos, ya sea para dotarlos de propiedades deseadas o porque son necesarios para la síntesis del polímero. Los geotextiles no son la excepción y

contienen sustancias que buscan protegerlos de los factores ambientales o modificar sus propiedades (Hsuan, 2016). Lamentablemente se ha demostrado que estos aditivos se liberan de los geotextiles paulatinamente (Brüggemann et al., 2025) debido a que sus moléculas no están enlazadas directamente a las cadenas que conforman el polímero, sino que se asocian a ellas mediante interacciones lábiles (Wiewel & Lamoree, 2016). El proceso de liberación se acelera cuando el geotextil se fragmenta, pues con cada fractura generada, nuevas superficies del material quedan expuestas al ambiente. Al desprenderse, las micro y nanopartículas mencionadas en la sección anterior se convierten en fuentes móviles de aditivos.

Entre los aditivos más comunes añadidos a los geotextiles se encuentran estabilizantes, antioxidantes, lubricantes, retardantes de flama, colorantes y abrillantadores ópticos. Wiewel y Lamoree (2016) identificaron 42 aditivos diferentes presentes en geotextiles, 13 de los cuales son considerados persistentes en el ambiente. Un estudio reciente (Brüggemann et al., 2025) da cuenta de la toxicidad

dad de los lixiviados obtenidos al lavar con agua dos geotextiles compuestos principalmente por PP y PET. Uno de los lixiviados inhibió el crecimiento de la bacteria *Aliivibrio fischeri*, organismo usado comúnmente en pruebas de ecotoxicidad, aunque ninguno de ellos mostró efectos sobre poblaciones de algas ni de *Daphnia*. En los lixiviados se encontraron metales como Al, Ti, Sb y Zn en el orden de varios microgramos por litro, probablemente provenientes de los catalizadores usados en la síntesis de los polímeros. También se detectó en este líquido una variedad de sustancias orgánicas, entre las que se reconocieron varios aditivos y a los que se les atribuye la ecotoxicidad mostrada en el estudio.

Estrategias para mitigar la contaminación desde los geotextiles

Como alternativa a los geotextiles sintéticos, existen algunos hechos con fibras naturales, por ejemplo, de henequén, yute, lino, cáñamo, algodón, hojas de piña, coco, kenaf o abacá (Shirazi, et al., 2020; Sebastain & Divya, 2024). Las propiedades de estos geotextiles son muy variables, pues dependen del

tipo de fibra utilizado. Incluso si se usa la misma fibra, entre una y otra cosecha puede haber variaciones en sus propiedades y en su precio (Shirazi et al., 2020). Afortunadamente estos geotextiles han demostrado tener propiedades físicas y mecánicas adecuadas para funcionar tal y como lo hace su contraparte sintética, al menos para reforzar y estabilizar el suelo (Shirazi, et al., 2020; Sebastain & Divya, 2024).

Al estar hechos de fibras naturales, los componentes de estos geotextiles se degradan gradualmente, por lo que no representan en principio riesgo para el medio ambiente. Sin embargo, esto también es una desventaja, pues su vida útil es reducida. Por ello se les conoce también como geotextiles de vida limitada (Shirazi et al., 2020), ideales para situaciones donde se requiere que cumplan su función temporalmente, por ejemplo, mientras se llevan a cabo trabajos de mantenimiento o para prevenir la erosión de un terreno que se desea reverdecer. Una vez recuperada la vegetación, el geotextil deja de ser necesario y se degrada *in situ*.

Conclusión

Los geotextiles son una herramienta que se ha vuelto necesaria en la ingeniería civil, aunque el uso extendido de aquellos hechos con polímeros sintéticos ha demostrado representar una amenaza para el medio ambiente debido a la liberación gradual de fragmentos de plástico (micro y nano), metales pesados usados en la síntesis de los polímeros y aditivos añadidos al material para prolongar su vida útil. Ante este panorama, los geotextiles hechos con fibras naturales representan una alternativa, aunque de manera limitada, pues no pueden cumplir todas las funciones de los geotextiles sintéticos y su biodegradabilidad limita su vida útil. Ante la imposibilidad de prescindir de los geotextiles, se vuelve necesario el desarrollo de materiales, naturales o sintéticos, que minimicen la liberación de sustancias que representen un riesgo para el medio ambiente y para la salud. ♦

Bibliografía consultada

Bagheri, M. & Tshireletso, T. (2025). Degradation pathways and microplastic pollution of polypropylene geotextiles in soil systems. *Environmental Geochemistry and Health*, 47, 552. <https://doi.org/10.1007/s10653-025-02859-1>

Hsuan, Y.G. (2016). Geotextile resins and additives en R.M. Koerner (ed.) *Geotextiles*, Woodhead Publishing, 17-23. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-100221-6.00002-4>

Rose, P. K., Yadav, S., Kataria, N. & Khoo, K.S. (2023). Microplastics and nanoplastics in the terrestrial food chain: Uptake, translocation, trophic transfer, ecotoxicology, and human health risk. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 167, 117249. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2023.117249>

Sebastain, S. & Divya, P.V. (2024). Natural Fibres: A Sustainable Material for Geotextile Applications. *Indian Geotechnical Journal*, 54, 1056-1072. <https://doi.org/10.1007/s40098-023-00862-w>

Shirazi, G. M., A Rashid, A. S., Nazir, R., Rashid, A., Moayedi, H. & Samingthong, W. (2020). Sustainable Soil Bearing Capacity

Improvement Using Natural Limited Life Geotextile Reinforcement—A Review. *Minerals*, 10, 479. <https://doi.org/10.3390/min10050479>

Trevisan, R., Ranasinghe, P., Jayasundara, N. & Di Giulio, R. T. (2022). Nanoplastics in aquatic environments: impact on aquatic species and interactions with environmental factors and pollutants. *Toxics*, 10, 326. <https://doi.org/10.3390/toxics10060326>

Wiewel, B. & Lamoree, M., (2016). Geotextile composition, application and ecotoxicology - A review. *Journal of Hazardous Materials*, 317, 640-655. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.04.060>

Wu, H., Yao, C., Li, C., Miao, M., Zhong, Y., Lu, Y. & Liu, T. (2020). Review of application and innovation of geotextiles in geotechnical engineering. *Materials*, 13 (7), 1774. doi: <https://doi.org/10.3390/ma13071774>

Xie, H., Tian, X., Lin, X., Chen, R., Hameed, S., Wang, L., Yu, Y.L., Li, B. & Li, Y.F. (2023). Nanoplastic-induced biological effects in vivo and in vitro: An overview. *Reviews of Environmental Con-*

tamination and Toxicology, 261(2), <https://doi.org/10.1007/s44169-023-00027-z>

Zhao, X., Gao, A., Ouyang, D., Chen, S., Qiu, C., Qiu, H & Chen, Z. (2023). Advances on micro/nanoplastics and their effects on the living organisms: A review. *Science of the Total Environment*, 904, 166722. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166722>

Zhi, L., Li, R., Li, Z., Su, Z., Chen, F., Qin, Q., Huang, Y., Huang, X. & Wang, J (2025). Micro/nanoplastics in aquatic ecosystems: Analytical challenges, ecological

impacts, and mitigation strategies. *Environmental Chemistry and Ecotoxicology*, 7, 1480-1495. <https://doi.org/10.1016/j.enceco.2025.07.009>

OPTIMIZACIÓN DE UN MÉTODO ANALÍTICO PARA LA DETERMINACIÓN DE NITRATO EN LIXIVIADOS DE SARGAZO

EVET GISSELLE MAGAÑA,
ALEJANDRA GUADALUPE VILLEGRAS PAÑEDA,
RENÉ DE JESÚS GALÁN CAAMAL
EL COLEGIO DE LA FRONTERA SUR, UNIDAD CHETUMAL



Resumen: La acumulación anual de sargazo en las costas y sitios de acopio del Caribe genera lixiviados tóxicos con altas cargas de nutrientes, entre ellos el nitrato, cuya cuantificación precisa es fundamental para evaluar su impacto ambiental. En este estudio se optimizó el método espectrofotométrico de reducción con cadmio (NMX-AA-079-SCFI-2001) para su aplicación en esta matriz compleja. La modificación del método, basada en la precipitación de ortofosfatos mediante FeCl_3 y la quelación de iones metálicos con EDTA, permitió suprimir eficazmente las principales interferencias. El protocolo optimizado mostró buena exactitud, con recuperaciones supe-

riores al 88 % en niveles medio y alto, y se presenta como una alternativa sistematizada, accesible y de bajo costo para la determinación rutinaria de nitrato en lixiviados de sargazo.

Introducción

El Caribe mexicano enfrenta desde el año 2011 la llegada anual de cantidades atípicas de sargazo a sus costas. Este fenómeno se ha intensificado progresivamente. En el estado de Quintana Roo, tan solo durante el 2025 se colectaron 14,787.06 toneladas de sargazo holopelágico, principalmente *Sargassum natans* y *Sargassum fluitans* (Marina, 2025).

Frente a esta situación, se han diseñado diversas propuestas para su valorización, sin embargo, su aprovechamiento a gran escala se ve limitado por su composición variable y su contenido de sustancias tóxicas. En consecuencia, la acumulación de este material en las costas y áreas de depósito presenta un grave riesgo para el ambiente y la salud humana.

La degradación del sargazo produce lixiviados, residuos líquidos tóxicos generados por su descomposición bioquímica y percolación (escorrentías y lluvia). Su carácter contaminante se debe a su elevado contenido de materia orgánica, arsénico y metales pesados, además de formas inorgánicas de fósforo y nitrógeno. Su descarga altera las condiciones oligotróficas típicas de los ecosistemas tropicales marinos, afectando gravemente cuerpos de agua superficiales y subterráneos, y poniendo en riesgo la salud humana (Devault, 2021 p566).

Una de las formas de nitrógeno inorgánico presente en los lixiviados de sargazo es el nitrato (NO_3^-), un contaminante químico importante en aguas superficiales y subterráneas. La presencia de

nitrato puede representar un riesgo toxicológico al reducir la capacidad de transporte de oxígeno en la sangre de las especies acuáticas ($>0.28 \text{ uM}$) y también en el ser humano ($>0.14 \text{ uM}$) (Singh, 2021, p2).

Por lo anterior, la cuantificación de nitrato en los lixiviados de sargazo es necesaria para el estudio de su dinámica química en el ambiente y para determinar su potencial de riesgo a la salud de los ecosistemas y del ser humano.

Existen diversas técnicas analíticas para la cuantificación de nitrato en solución acuosa, entre ellas, la espectrofotometría UV-Vis es la más utilizada por su instrumentación relativamente sencilla y accesible en los laboratorios. El método más común consiste en la reducción de nitrato a nitrito en una columna empacada con cadmio para formar posteriormente un producto azo colorido (rosa) derivado de la diazotización del nitrito con sulfanilamida y su acoplamiento con dihidrocloruro de N-(1-Naftil)-etilenediamina (NED). Este método es recomendado por diversos estándares internacionales (EPA, 2012) y lo establece la NMX-AA-079-SCFI-2001 para agua y matrices acuosas,

A pesar de tratarse de una matriz acuosa, los lixiviados de sargazo constituyen una matriz compleja debido a su alto contenido de materia orgánica, metales disueltos y fósforo, los cuales generan interferencias en la columna de cadmio. Si bien el método de reducción con cadmio NMX-AA-079-SCFI-2001 es válido para el análisis de agua de fuentes diversas, la alta complejidad del lixiviado de sargazo exige la adaptación del método para garantizar su fiabilidad para esta matriz específica. En este trabajo se describe la optimización del método de reducción con cadmio para el análisis de nitrato en lixiviados de sargazo, mediante la supresión de interferencias debidas a ortofosfatos e iones metálicos, con el objetivo de establecer un protocolo adecuado y de bajo costo para la medición de dicho analito.

Materiales y métodos

Se utilizó como método base el establecido en la NMX-AA-079-SCFI-2001 en un intervalo de trabajo de 0.014 a 0.14 mg/L de N-NO₃-

Los lixiviados se obtuvieron de un sistema experimental de degradación de sargazo pelágico. El sargazo utilizado fue recolectado en Mahahual, Quintana Roo, en 2025. Las muestras de lixiviado fueron colectadas a lo largo de un período de 45 días de descomposición. El pH de los lixiviados se midió con tiras reactivas Merck®, y la cuantificación de ortofosfatos por el método del azul de molibdeno (NMX-AA-029-SCFI-2001).

Para la evaluación del método se utilizaron ocho muestras de lixiviado de sargazo con distinto grado de descomposición. Se aplicaron ocho tratamientos derivados de un diseño experimental de dos factores: la concentración de FeCl₃ (precipitación de fosfatos) (Balamene-Zizi, 2012, p.1358) y la concentración de EDTA (quelación de iones metálicos). Véase Figura 1. Inicialmente, se preparó una dilución de lixiviado a la cual se le añadió la solución de FeCl₃ según el diseño experimental. La mezcla se dejó reaccionar durante 12 h para asegurar la precipitación de los ortofosfatos. Transcurrido el tiempo de reacción, las muestras se centrifugaron (3500 rpm, 10 min) en un equipo VELAB PRO-8M. El sobrenadante resultante

Figura 1. Diseño experimental para la optimización del método de N-NO₃ en lixiviados de sargazo.

Tratamiento	FeCl ₃ g/L	Vol. Añadido (mL)	EDTA g/L	Vol. Añadido (mL)
T1	0	0	0	0
T2	1.00	1	1.00	1
T3	1.65	1	1.00	1
T4	1.00	1	0	0
T5	0.35	1	1.00	1
T6	1.00	1	1.68	1
T7	0	0	1.00	1
T8	1.00	1	0.32	1

se filtró a través de filtros de ésteres mixtos de celulosa SAGO® de 0.45 um para obtener la muestra final pre-tratada. Una vez filtrada, se añadió la disolución de EDTA a la muestra, también conforme a la concentración definida por el diseño experimental, y el pH se ajustó a 9. Se añadió 0.8 mL de NH₄Cl 25% y finalmente, las muestras se pasaron a través de la columna de cadmio. A la alícuota colectada se le añadieron los reactivos de sulfanilamida 1% en 10% HCl y NED 0.1% para la reacción colorimétrica, y la absorbancia se midió a 543 nm utilizando celdas de cuarzo en un espectrofotómetro Shimadzu UV-1700. Para el control de calidad, se analizaron simultáneamente un blanco de reactivos, una muestra por triplicado, un material de referencia ERA P319-505 y un estándar.

La exactitud del método seleccionado se evaluó con 3 muestras adicionadas a 3 niveles de concentración (0.05, 0.1 y 0.15 mg/L N-NO₃) con base en el intervalo de trabajo. Los resultados fueron evaluados mediante el porcentaje de analito recuperado.

Resultados y discusión

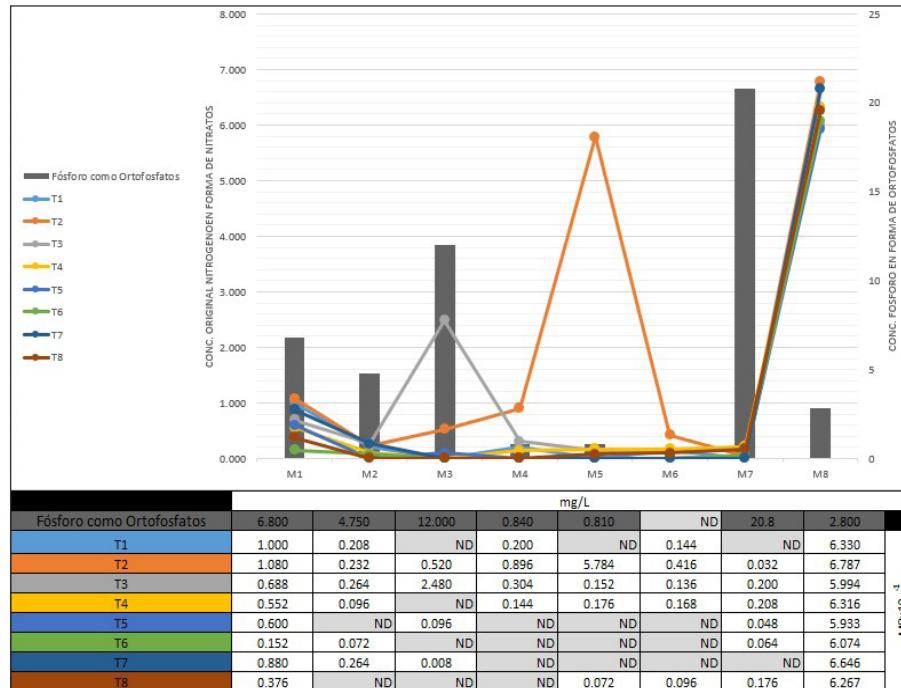
Con el fin de evaluar las interacciones, se determinó la concentración de ortofosfatos en los lixiviados, la cual osciló entre 0.81 a 20 mg P-PO₄3-/L. Este nivel de fósforo es consistente con la ineficacia observada en la reducción de nitrato a nitrito, fenómeno reportado previamente en agua marina (Olsen, 1980, p758).

Los resultados del diseño experimental muestran que el tratamiento T2 fue el más efec-

tivo. Véase Figura 2, que utilizó una concentración de FeCl_3 1 mg/L para precipitar eficazmente los ortofosfatos presentes. Además, la adición de EDTA a una concentración de 1 mg/L permitió la quelación de iones metálicos presentes en los lixiviados. Esto incluye el hierro remanente del FeCl_3 que no reaccionó con los ortofosfatos. El pH de las muestras diluidas (5 a 6) podría haber favorecido la reacción de precipitación de los ortofosfatos como FePO_4 (Balamene-Zizi, 2012, p1345).

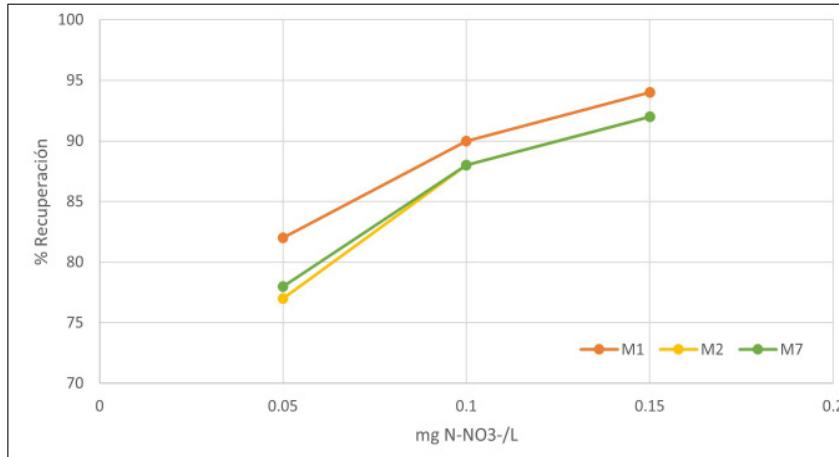
En el caso de los lixiviados M3 y M7, se observó que el tratamiento con la máxima concentración de FeCl_3 resultó en una mayor cuantificación de nitrato. Dado que M3 y M7 presentaron los contenidos de ortofosfatos más

Figura 2.



altos de 12 y 20 mg/L P-PO_4 , se sugiere que, para lixiviados con concentraciones cercanas a estos valores, puede mejorarse la precipitación mediante un ajuste de $\text{pH} < 5$ o incrementar la concentración de FeCl_3 añadido.

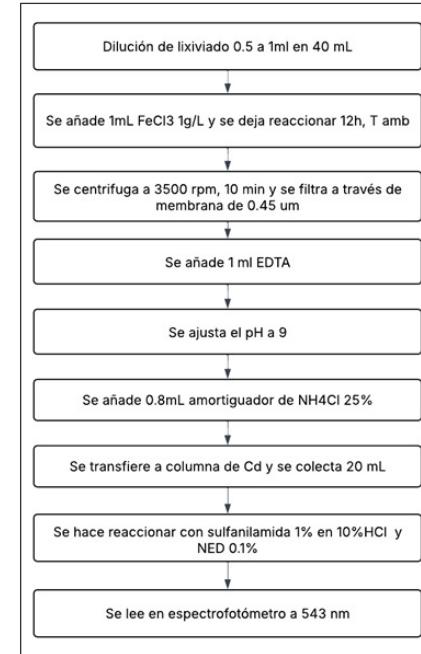
Figura 3.



Con respecto a la exactitud del método optimizado, el método presenta buena exactitud en los niveles medio y alto del intervalo de trabajo con recuperaciones superiores al 88%, cumpliendo con el criterio de 80 a 120% de recuperación (FEUM, 2019, p17). El método modificado presentó una exactitud aceptable para el nivel bajo con valores de recuperación superiores a 77%. Véase Figura 3. Para los MRC y estándares analizados se obtuvieron porcentajes de recuperación en el intervalo de 80 a 120% y CV <10% para triplicados.

Finalmente, se resume el método optimizado en la Imagen 4.

Figura 4.



Conclusiones

Se optimizó un método basado en la NMX-AA-079-SCFI-2001

para el análisis de nitrato en lixiviados de sargazo, logrando suprimir eficazmente las interferencias provenientes de ortofosfatos y iones metálicos. El resultado fue un procedimiento sistematizado y exacto para su aplicación rutinaria en la evaluación de nitrato en una matriz compleja. ♦

Bibliografía

Balamane-Zizi, O., & Ait-Amara, H. (2012). Study of the simultaneous elimination of phosphates and heavy metals contained in dairy wastewater by a physical-chemical and biological mixed process; Consequences on the biodegradability. *Energy Procedia*, 18, 1341–1360. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2012.05.151>

De Marina, S. (s. f.). Mediante la Operación Sargazo 2025, la Secretaría de Marina en coordinación interinstitucional protege los intereses marítimos nacionales. gob.mx. <https://www.gob.mx/semar/prensa/mediante-la-operacion-sargazo-2025-la-secretaria-de-marina-en-coordinacion-interinstitucional-protege-los-intereses-maritimos-nacionales?idiom=en>

Devault, D., Pierre, R., Marfaing, H., Dolique, F., & Lopez, P. (2021). Sargassum contamination and consequences for downstream uses: A review. *Journal of Applied Phycology*, 20. <https://doi.org/10.1007/s10811-020-02250>

EPA (Environmental Protection Agency). (2012). Water: Monitoring & Assessment.

Farmacopea de los Estados Unidos Mexicanos. (2019). Lineamiento para el cálculo de la incertidumbre de la medición. Comisión Permanente de la Farmacopea de los Estados Unidos Mexicanos. Recuperado de <https://www.farmacopea.org.mx/Repository/Documentos/2136.pdf>

Nitrate/Nitrite Toxicity: What Are the Health Effects from Exposure to Nitrates and Nitrites? | Environmental Medicine | ATSDR. (s. f.). https://archive.cdc.gov/www_atsdrcdc_gov/csem/nitrate-nitrite/health_effects.html

Olsen, R. J. (1980). A system for shipboard analysis of nitrate and nitrite in seawater. *Limnology and Oceanography*, 25(4), 758-761. <https://doi.org/10.4319/lo.1980.25.4.0758>

Secretaría de Economía. (2001). NMX-AA-029-SCFI-2001: Análisis de aguas – Determinación de fósforo total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas – Método de prueba. Diario Oficial de la Federación, 17 de abril de 2001.

Secretaría de Economía. (2001). NMX-AA-079-SCFI-2001: Análisis de aguas – Determinación de nitratos en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas – Método de prueba. Diario Oficial de la Federación.

Singh, S., Anil, A. G., Kumar, V., Kapoor, D., Subramanian, S., Singh, J., & Ramamurthy, P. C. (2021). Nitrates in the environment: A critical review of their distribution, sensing techniques, ecological effects and remediation. *Chemosphere*, 287(Pt 1), 131996. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131996>

SENSORES ELECTROQUÍMICOS: UNA ALTERNATIVA SOSTENIBLE PARA EL MONITOREO DE LA CONTAMINACIÓN DIFUSA

GERARDO MONTERO, CAROLINA LEYVA

INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL, CICATA U. LEGARIA, LABORATORIO NACIONAL DE CIENCIA, TECNOLOGÍA Y GESTIÓN INTEGRADA DEL AGUA (LNAQUA)



Resumen: Actualmente, la contaminación de los cuerpos de agua es una de las principales preocupaciones de la sociedad. Este proceso se lleva a cabo a partir de fuentes puntuales: descargas líquidas industriales y municipales. La contaminación difusa del agua constituye un obstáculo para el monitoreo adecuado de su calidad y para su posterior tratamiento. Se han aplicado diversos métodos y técnicas para evaluar la contaminación de los cuerpos de agua, entre ellos, los métodos analíticos. Sin embargo, presentan múltiples limitaciones económicas y sociales. Los sensores electroquímicos se destacan por su versatilidad, sensibilidad y bajo costo. De

ahí que numerosos estudios se centren en esta alternativa para la detección de contaminantes en los cuerpos de agua. El artículo describe el impacto de la contaminación difusa, las principales características del proceso de detección, los materiales empleados en la elaboración de sensores y algunas aplicaciones para el monitoreo de contaminantes en el agua.

¿Qué es la contaminación difusa?

La contaminación difusa comprende principalmente la contaminación proveniente de fuentes no puntuales, aunque también incluye contribuciones

de fuentes puntuales menores. La contaminación difusa se caracteriza por descargas intermitentes a cuerpos de agua y está estrechamente relacionada con procesos hidrológicos como la precipitación, la infiltración y la escorrentía. En las fuentes puntuales, la solución más eficiente para el control de la contaminación es el uso de tratamientos. Sin embargo, las fuentes difusas, en su mayoría, son difíciles e incluso imposibles de monitorear, ya que se generan a partir de una amplia gama de actividades a las que no es posible asociar una fuente discreta (Ferrier et al., 2005, pp. 361-366).

Mecanismo de acción de un sensor electroquímico

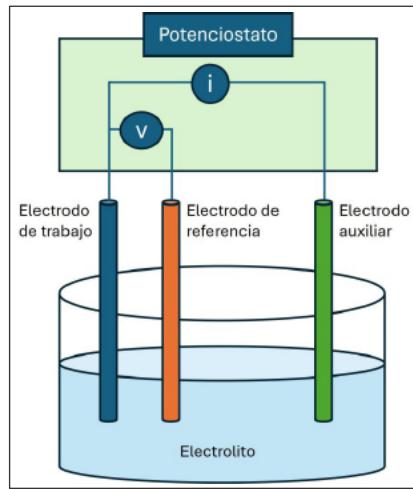
La detección electroquímica se basa en la medición de la corriente, la carga o el potencial como resultado de la interacción entre el analito de interés y el sensor. Este proceso se lleva a cabo en una celda electroquímica compuesta por tres electrodos: el de trabajo, el auxiliar y el de referencia. En un sensor, la reacción de interés se lleva a cabo en el electrodo de trabajo, cuyo potencial se mide frente al electro-

do de referencia, y la corriente resultante se registra entre el electrodo auxiliar y el de trabajo (Noori et al., 2020, p. 2221). Todo este proceso se regula mediante un potenciómetro (véase la figura 1).

Los sensores electroquímicos representan una excelente tecnología capaz de detectar múltiples contaminantes con gran sensibilidad y selectividad en cuestión de pocos minutos. El método más ampliamente utilizado para el estudio de muestras medioambientales es la voltamperometría. Esta técnica se basa en aplicar el rango de potencial adecuado en el que se registre un cambio en la corriente asociado a un proceso de oxidación o reducción, cuya respuesta es proporcional a la concentración del analito de interés (Gibi et al., 2024, p. 105071).

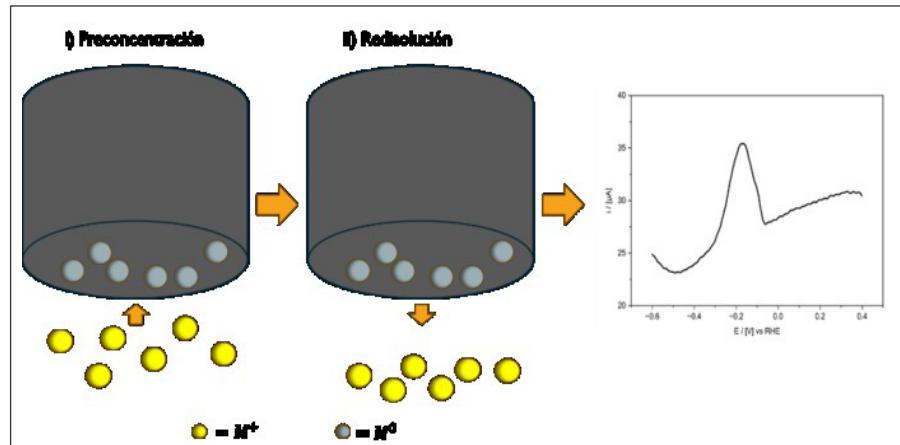
Las técnicas voltamperométricas utilizadas en la detección de contaminantes destacan la voltamperometría de pulso diferencial (DPV), la voltamperometría de onda cuadrada (SWV) y la voltamperometría de redisolución anódica o catódica (ASV – CSV). Estas técnicas permiten obtener una intensidad de pico más pronunciada y una mayor resolución al contrarrestar en gran medida el ruido

Figura 1. Esquema de un sistema electroquímico de tres electrodos.



de fondo, en comparación con la voltamperometría cíclica (CV) o la voltamperometría de barrido lineal (LSV). La voltamperometría se lleva a cabo en una celda electroquímica y el proceso redox ocurre en el

Figura 2. Principio de detección de contaminantes



electrodo de trabajo, más concretamente en la interfaz electrodo/electrolito (Nguyen et al., 2023, p. 81). Los estudios de detección consisten en dos etapas: i) preconcentración del analito en la superficie del electrodo de trabajo, ya sea por oxidación o reducción, a un potencial fijo durante un periodo de tiempo determinado (cronoamperometría), ii) voltamperometrías de redisolución (DPV o SWV) que regresa el analito a su estado inicial en el electrolito y genera una respuesta de corriente correspondiente al proceso redox (Véase figura 2).

Materiales para elaborar sensores

El desempeño de la detección de contaminantes está fuertemente influido por la composición del electrodo de trabajo. Inicialmente se utilizaron electrodos de mercurio y, a pesar del gran rendimiento que demostraban, su uso ha sido estrictamente restringido debido a los efectos tóxicos que generan. Se utilizaron electrodos elaborados con metales como bismuto, oro, plata y antimonio, o con diamantes dopados con boro, como alternativa al mercurio, pero estos resultan en materiales de elevado costo que limitan su uso extensivo (March et al., 2015, pp. 241-275). A raíz de ello, se estudiaron alternativas para modificar este tipo de electrodos con el fin de mejorar sus propiedades electroquímicas y reducir los costos de fabricación. Actualmente, este tipo de electrodos se utiliza como sustratos sobre los que se depositan distintos materiales que modifican sus propiedades. Es esencial conocer químicamente los materiales modificantes y sus propiedades electroquímicas para mejorar la detección electrocatalítica (Nehru et al., 2024, p. 109901). Los materiales empleados para la fabricación de sensores deben presentar alta estabi-

lidad química, durabilidad mecánica y facilidad de obtención, para que las mediciones sean confiables durante un periodo prolongado. El desempeño de un sensor electroquímico se expresa en términos de estabilidad, selectividad, sensibilidad, reproducibilidad y límites de detección. Determinar el material adecuado para elaborar un sensor depende de criterios como la compatibilidad con el sustrato sobre el que se depositará, la selectividad hacia el analito de interés y la disponibilidad de la instrumentación electrónica (Hassan et al., 2022, p. 2100184). Algunos ejemplos de estos materiales incluyen:

- Estructuras metalorgánicas (por sus siglas en inglés, MOF)
- Nanoestructuras a base de carbón
- Nanopartículas metálicas
- Nanopartículas de óxidos metálicos

En la actualidad, numerosas investigaciones se han realizado combinando dos o más materiales para obtener compósitos o materiales compuestos, incrementando aún más sus propiedades electroquímicas y permitiendo la elaboración de sensores más sensibles a niveles de trazas.

Sensores en la detección de contaminantes

Los estudios de detección iniciaron en la década de los 70 con el desarrollo de las técnicas voltamperométricas de pulso, con el objetivo de determinar compuestos orgánicos, entonces de naturaleza desconocida, con mayor sensibilidad y resolución (Smyth & Smyth, 1978, pp. 529-567). A partir de este periodo, el número de publicaciones enfocadas en la detección de contaminantes en el agua y en los materiales empleados ha aumentado. Estos dispositivos se han utilizado para la detección de metales pesados, productos farmacéuticos, pesticidas, productos de cuidado personal, microplásticos, entre otros, demostrando su eficiencia en el monitoreo de la calidad del agua alcanzando límites de detección muy por debajo de los establecidos por organismos internacionales enfocados en el medio ambiente y la salud, como la EPA y la OMS. Para realizar un proceso de detección correcto y reportable, es importante que los sensores sean sometidos a una caracterización electroquímica. Esto permite conocer el comportamiento del sensor en un medio determinado y frente a un analito específico, ya que las

condiciones de detección varían según el tipo de contaminante de interés. Por citar un ejemplo, en el caso de los metales pesados, un medio ligeramente ácido evita la precipitación del metal en forma de sales o hidróxidos. Sin embargo, estas mismas condiciones pueden no ser adecuadas para un fármaco o un pesticida. Actualmente, el monitoreo de la contaminación del agua se ha enfocado en la detección de contaminantes emergentes. El interés por estos se ha incrementado debido a sus efectos graves en la salud y a su persistencia en los ecosistemas. Estos dispositivos se han convertido en una alternativa eficiente y de bajo costo para el monitoreo de la contaminación, y se pueden implementar en el control de la contaminación difusa.

Conclusiones

Se ha demostrado la aplicabilidad de los sensores electroquímicos para el monitoreo de contaminantes en el agua. Las investigaciones relacionadas con el desarrollo de materiales que mejoren las propiedades electroquímicas de los electrodos han aumentado en las últimas décadas. Es esencial conocer la

interacción entre los materiales utilizados como sensores y los analitos de interés para diseñar un dispositivo adecuado. Asimismo, se requiere promover la divulgación de los esfuerzos de la comunidad científica, tanto nacionales como internacionales, para el desarrollo de alternativas de monitoreo más efectivas, amigables con el medio ambiente y económicas. 

Bibliografía

- Ferrier, R. C., D'Arcy, B. J., MacDonald, J., & Aitken, M. (2005). Diffuse Pollution—What Is the Nature of the Problem? *Water and Environment Journal*, 19(4), 361-366.
- Gibi, C., Liu, C.-H., Barton, S. C., Anandan, S., & Wu, J. J. (2024). Carbon Materials for Electrochemical Sensing Application – A Mini Review. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 154, 105071.
- Hassan, M. H., Khan, R., & Andreeescu, S. (2022). Advances in electrochemical detection methods for measuring contaminants of emerging concerns. *Electrochemical Science Advances*, 2(6), 2100184.
- March, G., Nguyen, T. D., & Piro, B. (2015). Modified Electrodes Used for Electrochemical Detection of Metal Ions in Environmental Analysis. *Biosensors*, 5(2), 241-275.
- Nehru, R., Chen, C.-W., & Dong, C.-D. (2024). Recent advances in electrochemical detection of furazolidone: A review. *Microchemical Journal*, 197, 109901.
- Nguyen, T. D., Nguyen, M. T. N., & Lee, J. S. (2023). Carbon-Based Materials and Their Applications in Sensing by Electrochemical Voltammetry. *Inorganics*, 11(2), Article 2.
- Noori, J. S., Mortensen, J., & Geto, A. (2020). Recent Development on the Electrochemical Detection of Selected Pesticides: A Focused Review. *Sensors*, 20(8), 2221.
- Smyth, M. R., & Smyth, W. F. (1978). Voltammetric methods for the determination of foreign organic compounds of biological significance. A review. *Analyst*, 103(1227), 529-567.

ENREJADOS METAL-ORGÁNICOS PARA LA DETECCIÓN DE CONTAMINANTES DIFUSOS, ENFOCADOS EN GLIFOSATO

JUAN L. OBESO

DIVISIÓN DE INGENIERÍA EN SISTEMAS AUTOMOTRICES,
TECNOLÓGICO DE ESTUDIOS SUPERIORES DEL ORIENTE DEL ESTADO DE MÉXICO,
TECNOLÓGICO NACIONAL DE MÉXICO

CATALINA V. FLORES, CAROLINA LEYVA

INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL, CICATA UNIDAD LEGARIA,
LABORATORIO NACIONAL DE CIENCIA, TECNOLOGÍA Y GESTIÓN INTEGRADA DEL AGUA
(LNAGUA)

ARTÍCULO

Resumen: El presente trabajo aborda el desafío de la contaminación hídrica, que afecta la salud humana y la biodiversidad, con especial atención a los contaminantes emergentes y de origen difuso en México. Destaca el glifosato, un herbicida de amplio espectro, cuyo uso intensivo en actividades agrícolas lo ha convertido en un contaminante persistente asociado a efectos cancerígenos y neuromusculares. Ante la necesidad de técnicas de detección y cuantificación eficientes, se proponen los materiales tipo MOF (Metal-Organic Frameworks), compuestos cristalinos ordenados y porosos, como alternativa via-



ble. Se exploran diversas aplicaciones de los MOF para la detección selectiva del glifosato, destacando los métodos electroquímicos, colorimétricos, visibles y luminiscentes. Estos resultados demuestran el potencial de los MOF para el diseño de soluciones prometedoras y sostenibles para el monitoreo ambiental del glifosato.

Introducción

La contaminación hídrica ha crecido considerablemente a lo largo de los años y ha afectado directamente a la humanidad, generando escasez de agua y

limitando el acceso de las comunidades vulnerables. Esto provoca la destrucción de ecosistemas acuáticos, afecta la biodiversidad y propicia la propagación de enfermedades altamente dañinas debido al uso de agua insalubre. En México se han detectado contaminantes emergentes en el agua, entre ellos, nutrientes, pesticidas, patógenos, petróleo, excrementos de mascotas, sedimentos y metales pesados. Estos contaminantes persistentes no regulados son de origen difuso, pues provienen de múltiples fuentes no localizadas y se generan directamente en actividades agrícolas, urbanas e industriales (Bravo-Inclán et al., 2013).

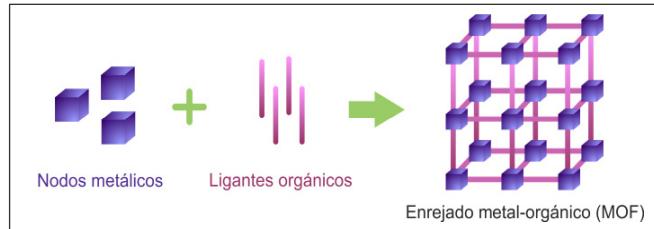
En específico, las actividades agrícolas son fundamentales para México debido a su relevancia económica y social, lo que garantiza el sustento de la población. Aun así, este sector ha generado una amplia dispersión de residuos debido a su uso generalizado en la agricultura, la jardinería y el mantenimiento de infraestructuras, donde destaca el uso de pesticidas, en particular el glifosato, un herbicida que se emplea fundamentalmente en los cultivos de soya, maíz y algodón transgénicos.

Actualmente, su uso se considera uno de los factores que contribuyen a la destrucción de la biodiversidad. El impacto negativo del glifosato ha llegado a cuerpos de agua superficiales debido a estas actividades, lo que se asocia con la contaminación difusa (Pérez-Vázquez et al., 2024).

Por ello, diversas técnicas se han desarrollado para la detección y cuantificación de contaminantes disueltos. En este sentido, el diseño de materiales porosos ha permitido desarrollar soluciones innovadoras para abordar este tipo de problemas. Entre los materiales que más sobresalen están los enrejados metal-orgánicos, o, por sus siglas en inglés, los MOFs (Metal-Organic Frameworks). Estos últimos ofrecen soluciones prometedoras y sostenibles para la detección de contaminantes difusos (James, 2003).

¿Qué es un enrejado metal-orgánico (MOF)?

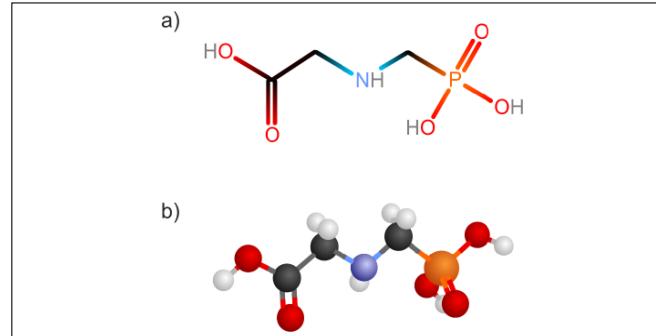
Los materiales MOF son compuestos cristalinos ordenados, de alta área superficial y con una distribución uniforme de los poros. Están formados por enlaces de coordinación entre nodos metálicos y

Figura 1. Estructura de un enrejado metal-orgánico (MOF)

ligantes orgánicos, lo que da origen a una estructura 3D ordenada con aperturas de poro definidas (véase Figura 1), lo que permite diseñar diferentes MOF para alguna aplicación específica. Este tipo de materiales puede diseñarse con metales de baja toxicidad y ligantes orgánicos de origen natural, por lo que puede considerarse amigable con el medio ambiente (Zhou et al., 2012).

Pesticidas de alto peligro: glifosato

El glifosato es un herbicida de amplio espectro de uso, más amplio a nivel mundial, ya que se emplea para controlar malezas en el sector agrícola. El glifosato es un aminofosfonato y un análogo del aminoácido natural glicina. Su estructura se compone

Figura 2. Estructura química de la molécula de glifosato.

de un grupo de glicina unido a un radical fosfonometilo (véase la Figura 2), con la fórmula química C₃H₈NO₅P, que es soluble en agua. En general, el glifosato se aplica mediante fumigación, lo que implica que un gran porcentaje termine en el suelo y luego, debido a las lluvias, llegue a diversos cuerpos de agua. Debido a la ausencia de regulación, al uso excesivo y a la falta de regulación para la eliminación adecuada de este tipo de residuos, se ha detectado la presencia de glifosatos en cuerpos de agua donde no deberían existir (Reynoso et al., 2020). El glifosato se ha considerado un compuesto cancerí-

geno, lo que lo convierte en un agente que daña directamente la salud humana y, por ello, se considera un problema nacional. En la mayoría de los casos, la población se expone involuntariamente y se ha reportado que, además, puede causar síntomas neuromusculares (González Ortega et al., 2022).

MOF para la detección de glifosato

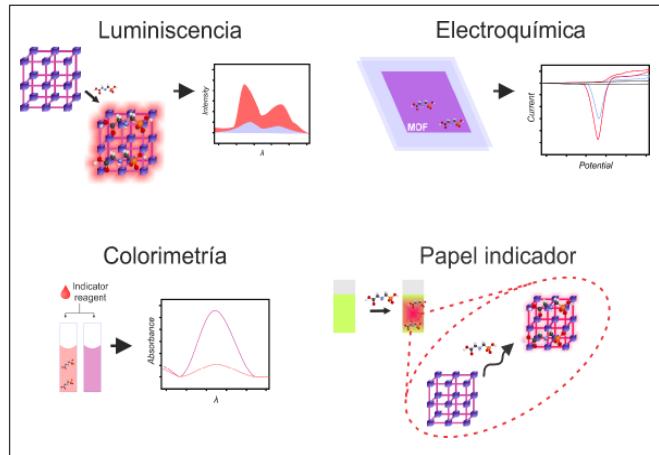
Debido a sus diversas propiedades químicas, a su alta porosidad y área superficial, y a la capacidad de diseñar sus estructuras a la medida de la molécula a detectar, los materiales tipo MOF constituyen una alternativa viable. Para ello, se han utilizado distintos MOF para la detección selectiva de glifosato en agua. Los métodos que más destacan son la luminiscencia, la electroquímica, la colorimetría y el uso de papel indicador (véase la Figura 3). Por ejemplo, se reportó un sensor electroquímico a base de átomos de cobre y de benceno-1,3,5-tricarboxilato (Cu-BTC), cuyo límite de detección se calculó en 1.4×10^{-13} mol L-1, lo que evidencia alta estabilidad y ciclabilidad (Cao et al., 2019). Por otro lado, se empleó el método de detección por luminiscencia, en el que se

aplicó el material a base de hierro y 2-aminotereftalato (NH2-MIL-88B(Fe)), con un límite de detección de 198 nM. Los átomos de hierro actuaron como inhibidores de la luminiscencia del material suprimiendo la emisión del MOF, por ello, la molécula de glifosato reaccionó con el nodo metálico y se pudo traducir en un incremento en la fluorescencia del material lo que permitió su cuantificación selectiva (Adusumalli et al., 2023). Además, este tipo de materiales puede depositarse en tiras de papel capaces de detectar visualmente los glifosatos. Se utilizó un material a base de manganeso, UiO-66, con un límite de detección de 0.06 µg mL-1 (Li et al., 2025). Por otra parte, la detección colorimétrica de glifosato se realizó mediante Cu-BTC, incorporando un encima que permitió su determinación selectiva y eficaz (Gao et al., 2025).

Conclusiones

La contaminación hídrica por contaminantes difusos, como el glifosato, representa un problema crítico para la salud pública y el medio ambiente a nivel nacional y global. El uso del glifosato en las activi-

Figura 3. Métodos de detección de glifosato mediante la aplicación de enrejados metal-orgánicos.



dades agrícolas conduce a su dispersión en cuerpos de agua superficiales, lo que exige el desarrollo de métodos precisos de detección y cuantificación. En respuesta a esta necesidad, el diseño de materiales porosos de tipo MOF emerge como una estrategia innovadora y sostenible. Por ello, se discutieron diversos métodos de aplicación de MOF para la detección selectiva de glifosato, tales como sensores electro-

químicos, luminiscentes y plataformas colorimétricas o basadas en papel, en los que se alcanzaron límites de detección bajos. En general, se establece el potencial de este tipo de materiales para ser utilizados en sistemas de monitoreo ambiental rápidos, eficientes y de bajo costo, contribuyendo significativamente a la mitigación de los riesgos asociados a la contaminación por pesticidas. 💧

Bibliografía

- Adusumalli, V. N. K. B., Gupta, A., Lee, S. Y., & Park, Y. I. (2023). Ligand Emission-Based Turn-On Sensing of Glyphosate via Competitive Coordination with NH₂-MIL-88B (Fe) MOF Nanocrystals. *ACS Applied Nano Materials*, 6(22), 21016-21026. <https://doi.org/10.1021/acsanm.3c04007>
- Bravo-Inclán, L., Saldaña-Fabela, P., Izurieta-Dávila, J., & Mijangos-Carro, M. (2013). La importancia de la contaminación difusa en México y en el mundo. *Atl. El Portal del agua desde México*. <https://doi.org/10.13140/2.1.3336.7843>
- Cao, Y., Wang, L., Shen, C., Wang, C., Hu, X., & Wang, G. (2019). An electrochemical sensor on the hierarchically porous Cu-BTC MOF platform for glyphosate determination. *Sensors and Actuators B: Chemical*, 283, 487-494. <https://doi.org/10.1016/j.snb.2018.12.064>
- Gao, Q., Zhao, Y., Lu, L., Han, L., & Xu, L. (2025). Sensitive and specific colorimetric detection of glyphosate utilizing lactase-mimicking activity of copper-based metal-organic framework. *Talanta*, 293, 128144. <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2025.128144>
- González Ortega, E., Fuentes Ponce, M. H., & Universidad Autónoma Metropolitana- Xochimilco. Departamento de Producción Agrícola y Animal. Calzada del Hueso 1100, Col. Villa Quietud, 04960, México. (2022). DINÁMICA DEL GLIFOSATO EN EL SUELO Y SUS EFECTOS EN LA MICROBIOTA. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 38, 127-144. <https://doi.org/10.20937/RICA.54197>
- James, S. L. (2003). Metal-organic frameworks. *Chemical Society Reviews*, 32(5), 276. <https://doi.org/10.1039/b200393g>
- Li, H., Jiang, C., Jiang, W., Zhang, Y., Liang, X., Feng, Y., & Liu, Y. (2025). Visual and rapid detection of glyphosate in tea using a MOF-driven fluorescent paper sensor. *Biosensors and Bioelectronics*, 289, 117919. <https://doi.org/10.1016/j.bios.2025.117919>
- Pérez-Vázquez, A., Fernández-Peña, M. D. L., Castañeda-Chávez, M. D. R., & Díaz-Rivera, P. (2024). Glifosato: Riesgo o amenaza para la salud humana y la vida silvestre. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 15(5), e3342. <https://doi.org/10.29312/remexca.v15i5.3342>

Reynoso, E. C., Peña, R. D., Reyes, D., Chavarin-Pineda, Y., Palchetti, I., & Torres, E. (2020). Determination of Glyphosate in Water from a Rural Locality in México and Its Implications for the Population Based on Water Consumption and Use Habits. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(19), 7102. <https://doi.org/10.3390/ijerph17197102>

Zhou, H.-C., Long, J. R., & Yaghi, O. M. (2012). Introduction to Metal-Organic Frameworks. *Chemical Reviews*, 112(2), 673-674. <https://doi.org/10.1021/cr300014x>

LA ECONOMÍA CIRCULAR CENTRADA EN LA SÍNTESIS DE ESTRUCTURAS METAL-ORGÁNICAS Y EN SU APLICACIÓN PARA LA REMEDIACIÓN DE CONTAMINANTES DIFUSOS

GABRIELA SÁNCHEZ-RODRÍGUEZ, ROXANA PAZ,
CAROLINA LEYVA

INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL, CICATA U. LEGARIA,
LABORATORIO NACIONAL DE CIENCIA, TECNOLOGÍA Y GESTIÓN INTEGRADA DEL AGUA
(LNAGUA)



Resumen: La economía circular promueve métodos sostenibles para fabricar materiales avanzados que optimizan el uso de recursos y reducen la generación de contaminantes. Los enrejados metal-orgánicos (MOFs) son materiales destacados por su alta porosidad y capacidad de adsorción, esenciales para el tratamiento del agua. Sin embargo, su producción convencional usa disolventes tóxicos, tiempos largos y tiene altos costes ambientales. Este artículo explora alternativas ecológicas para sintetizar MOFs, como métodos electroquímicos, mecanosíntesis, procesos acuosos y el uso de ligantes derivados de residuos, como el PET reciclado. Estas alternativas

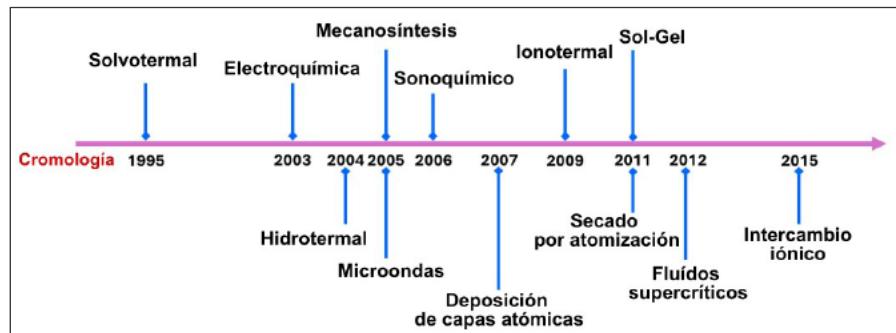
no solo minimizan el impacto ambiental, sino que también mejoran la eficacia de los MOFs en la eliminación de metales, fármacos y colorantes. Así, los MOF se presentan como materiales clave para tecnologías de remediación del agua más sostenibles y accesibles.

Introducción

En 2010 se introdujo el concepto de economía circular, basado en la renovabilidad, la reciclabilidad y la sostenibilidad. Este concepto propone obtener productos respetuosos con el medio ambiente a lo largo de su ciclo de vida, desde su fabricación has-

ta su eliminación final. Además, según la IUPAC, los MOFs constituyen una tecnología prometedora e innovadora para la remediación ambiental. Las MOF han surgido como una categoría innovadora de polímeros de coordinación porosos, marcando la diferencia en diversas áreas de investigación e industrias (Kong y Li, 2021). Durante la última década, se han registrado más de 80,000 tipos diferentes de MOFs, con diversos métodos de síntesis que suelen emplear disolventes tóxicos, largos tiempos de reacción y residuos con un impacto medioambiental significativo. Por lo tanto, es fundamental investigar enfoques de síntesis más sostenibles y respetuosos con el medio ambiente para los MOFs, con el fin de resolver es-

Figura 1.



tos problemas y ampliar aún más su potencial de aplicación (Zhou et al., 2019).

Síntesis de MOF respetuosa con el medio ambiente

Los métodos tradicionales para sintetizar MOF se establecieron a partir de mediados de 1990 (Véase Figura 1). La preparación típica de MOFs implica precursores metálicos, ligantes orgánicos y disolventes, pero la elección de la ruta de síntesis influye directamente en la microestructura, las propiedades y el rendimiento final del material. Es esencial controlar diversas variables experimentales, como la temperatura, la presión, el tiempo de reacción, el pH, los aditivos (si son necesarios), la relación molar e incluso el orden de adición de los reactivos, para

garantizar una producción eficaz del material. Sin embargo, esta opción tiene implicaciones medioambientales, médicas y financieras importantes para mantener la producción a escala industrial.

Los métodos ecológicos se han centrado en el uso de disolventes menos nocivos, metales no tóxicos y ligantes ecológicos para producir MOFs (Kumar et al., 2020). Se han propuesto métodos electroquímicos y mecanoquímicos como alternativas más respetuosas con el medio ambiente que los métodos solvotermales, aunque se han propuesto diversas combinaciones con estos últimos para obtener métodos menos contaminantes, como la radiación de microondas o la sonicación. Además, la bibliografía menciona otros enfoques sostenibles, como el secado por atomización, la síntesis inducida por luz y asistida por vapor, así como los métodos sol-gel (Garzón-Tovar et al., 2016).

Estrategias ecológicas para la síntesis de MOFs

a) Síntesis electroquímica

Las ventajas de la obtención electroquímica de MOFs, en comparación con la síntesis convencional,

incluyen la realización a temperatura ambiente y tiempos de formación de cristales cortos. Los MOFs de Zn se han obtenido mediante diversos métodos respetuosos con el medio ambiente, principalmente electroquímicos y sonoquímicos, debido a su amplia gama de aplicaciones, como la eliminación de contaminantes del agua y la liberación controlada de fármacos (Lestari et al., 2017). Aunque la síntesis electroquímica suele ser respetuosa con el medio ambiente, resulta costosa debido al uso de platino como electrodo. Para obtener productos de mayor pureza y rendimiento, es necesario controlar parámetros experimentales como la densidad de corriente y la duración de la reacción (De Lima Neto et al., 2019).

b) Síntesis mecanoquímica

La ruta de mecanosíntesis de MOFs se basa en principios termomecánicos, es decir, la ruptura de enlaces intramoleculares de los reactivos para formar nuevos enlaces mediante la absorción de energía mecánica, dado que los MOFs formados son más estables termodinámicamente que otros productos sólidos cuando hay ligantes orgánicos presentes. En-

tre las ventajas de los MOFs obtenidos mediante síntesis mecanoquímica se encuentran las condiciones de reacción suaves, como la temperatura ambiente y la ausencia de disolventes; además, los tiempos de reacción son cortos (entre 10 y 60 minutos). Esto contribuye a una reducción significativa del costo de la síntesis, lo que la convierte en una de las vías más sostenibles (Afshariazar y Morsali, 2022).

c) Síntesis de MOF en base acuosa

La síntesis de MOFs en agua es una de las alternativas más prometedoras para una producción más sostenible, ya que el agua es el disolvente más común y económico y permite trabajar a temperatura ambiente y a presiones normales. Esto la convierte en una opción adecuada para producir materiales no peligrosos, reciclar reactivos y facilitar la escalabilidad del proceso. Aunque solo se ha desarrollado un número limitado de familias de MOF en medios acuosos, algunas de ellas incluyen imidazolatos de zeolita (ZIFs), Al, Fe, Ga y Sc (MILs), pilares de coordinación en capas (CPLs) y redes de coordinación porosas (PCNs) (Duan et al., 2020).

Estrategias ecológicas para los ligantes utilizados en la síntesis de MOF

En el contexto de la economía circular, se ha explotado el uso de ligantes derivados de residuos para la síntesis de MOFs. Estos ligantes reciclados contribuyen a una producción más sostenible al reducir la dependencia de los recursos petroquímicos y minimizar el impacto medioambiental asociado a los procesos de síntesis convencionales. Un ejemplo notable es el uso de PET despolimerizado como fuente de ligantes BDC, lo que permite la formación eficiente de MOFs, reduciendo tanto los costes del material como la generación de residuos. Este enfoque no solo facilita el reciclaje de materiales de desecho, sino que también promueve la creación de MOFs de alta pureza y porosidad, mejorando sus aplicaciones en diversas áreas, como la captura de contaminantes y el almacenamiento de energía. En general, el uso de ligantes obtenidos a partir de residuos para la síntesis de MOFs constituye una estrategia clave para avanzar hacia procesos más sostenibles y económicamente viables en la fabricación de materiales avanzados (Dyosiba et al., 2019).

Aplicación de MOFs en el tratamiento de agua residual

La expansión industrial ha aumentado la generación de aguas residuales contaminadas con sustancias químicas como colorantes, metales pesados y productos farmacéuticos, lo que supone un riesgo para el medio ambiente y la salud humana. Los MOFs han demostrado su eficacia en la remediación ambiental gracias a sus propiedades de adsorción y fotocatálisis, aplicadas en tecnologías de tratamiento de aguas residuales (Liu et al., 2022). Un ejemplo es la membrana biocatalítica (LacPAN-MIL-101-L), desarrollada para la eliminación de microcontaminantes y que ha demostrado un excelente rendimiento en la purificación del agua (Ren et al., 2018).

Conclusiones

Los enrejados metal-orgánicos (MOFs) son una tecnología emergente clave en la economía circular, que permite el tratamiento de contaminantes y la producción a partir de residuos industriales. Su fabricación más sostenible reduce la dependencia de productos petroquímicos, disminuye los costos

y minimiza el impacto ambiental. Estas estrategias facilitan la escalabilidad de los MOF, lo que amplía su uso en sectores con altas exigencias ambientales, especialmente en el tratamiento de aguas residuales. Los MOF pueden eliminar metales, productos farmacéuticos y otros compuestos tóxicos mediante adsorción o fotocatálisis, consolidándose como una herramienta esencial para la remediación limpia. Así, su futuro será más circular, eficiente y rentable, contribuyendo a una gestión sostenible del agua. ♦

Bibliografía

Afshariazar, F., & Morsali, A. (2022). The unique opportunities of mechanosynthesis in green and scalable fabrication of metal-organic frameworks. *Journal Of Materials Chemistry A*, 10(29), 15332-15369. <https://doi.org/10.1039/d2ta02699f>

De Lima Neto, O. J., De Oliveira Frós, A. C., Barros, B. S., De Farias Monteiro, A. F., & Kulesza, J. (2019). Rapid and efficient electrochemical synthesis of a zinc-based nano-MOF for Ibuprofen adsorption. *New Journal Of Chemistry*, 43(14), 5518-5524. <https://doi.org/10.1039/c8nj06420b>

Duan, C., Yu, Y., Xiao, J., Zhang, X., Li, L., Yang, P., Wu, J., & Xi, H. (2020). Water-based routes for synthesis of metal-organic frameworks: A review. *Science China Materials*, 63(5), 667-685. <https://doi.org/10.1007/s40843-019-1264-x>

Dyosiba, X., Ren, J., Musyoka, N. M., Langmi, H. W., Mathe, M., & Onyango, M. S. (2019). Feasibility of Varied Polyethylene Terephthalate Wastes as a Linker Source in Metal-Organic Framework UiO-66(Zr) Synthesis. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 58(36), 17010-17016. <https://doi.org/10.1021/acs.iecr.9b02205>

Garzón-Tovar, L., Cano-Sarabia, M., Carné-Sánchez, A., Carbonell, C., Imaz, I., & Maspoch, D. (2016). A spray-drying continuous-flow method for simultaneous synthesis and shaping of microspherical high nuclearity MOF beads. *Reaction Chemistry & Engineering*, 1(5), 533-539. <https://doi.org/10.1039/c6re00065g>

Kong, X., & Li, J. (2021). An Overview of Metal-Organic Frameworks for Green Chemical Engineering. *Engineering*, 7(8), 1115-1139. <https://doi.org/10.1016/j.eng.2021.07.001>

Kumar, S., Jain, S., Nehra, M., Dilbaghi, N., Marrazza, G., & Kim, K. (2020). Green synthesis of metal-organic frameworks: A state-of-the-art review of potential environmental and medical applications. *Coordination Chemistry Reviews*, 420, 213407. <https://doi.org/10.1016/j.ccr.2020.213407>

Lestari, W. W., Arvinawati, M., Martien, R., & Kusumaningsih, T. (2017). Green and facile synthesis of MOF and nano MOF containing zinc(II) and benzen 1,3,5-tri carboxylate and its study in ibuprofen slow-release. *Materials Chemistry And Physics*, 204, 141-146. <https://doi.org/10.1016/j.matchemphys.2017.10.034>

Liu, X., Shan, Y., Zhang, S., Kong, Q., & Pang, H. (2022). Application of metal-organic frameworks in wastewater treatment. *Green Energy & Environment*, 8(3), 698-721. <https://doi.org/10.1016/j.gee.2022.03.005>

Ren, Z., Luo, J., & Wan, Y. (2018). Highly permeable biocatalytic membrane prepared by 3D modification: Metal-organic frameworks ameliorate its stability for micropollutants removal. *Chemical Engineering Journal*, 348, 389-398. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.04.203>

Zhou, L., Wang, S., Chen, Y., & Serre, C. (2019). Direct synthesis of robust hcp UiO-66(Zr) MOF using poly(ethylene terephthalate) waste as ligand source. *Microporous And Mesoporous Materials*, 290, 109674. <https://doi.org/10.1016/j.micromeso.2019.109674>

REMOCIÓN Y DEGRADACIÓN DE CONTAMINANTES EMERGENTES EN AGUA: METODOLOGÍAS EXPERIMENTALES PARA ABORDAR ALGUNOS ASPECTOS DE LA CONTAMINACIÓN DIFUSA



RICARDO Z. ÁLVAREZ PULIDO, ITZIA D. ROSAS TORRES,
RICARDO ARÉVALO HERNÁNDEZ, ADRIANA L. MELÉNDEZ LÓPEZ
ESCUELA NACIONAL DE CIENCIAS DE LA TIERRA, UNAM

ALICIA NEGRÓN MENDOZA, JORGE A. CRUZ CASTAÑEDA
INSTITUTO DE CIENCIAS NUCLEARES, UNAM

Resumen: La contaminación ambiental requiere de la colaboración de todos los sectores. En este contexto, la Escuela Nacional de Ciencias de la Tierra (ENCiT) y el Instituto de Ciencias Nucleares (ICN) colaboran para enfrentar aspectos de una problemática global: los contaminantes emergentes en el agua. El proyecto implementa metodologías experimentales de oxidación avanzada, exponiendo muestras de agua que contienen contaminantes prototipo a una fuente de radiación ionizante, el Gammabeam 651-PT del ICN; y optimizando el proceso mediante el uso de superficies sólidas sorbentes en diferentes condiciones fisicoquímicas (concentración y pH). Este

estudio se realiza en condiciones controladas (laboratorio), sin embargo, los hallazgos son relevantes para entender y tratar la contaminación difusa en entornos reales. El objetivo es explorar los alcances y limitaciones de las metodologías propuestas. Además, busca integrar a la comunidad estudiantil de la ENCiT a proyectos experimentales colaborativos que les permitan consolidar sus competencias experimentales desde una visión interdisciplinaria.

Introducción

Los contaminantes emergentes (CEs) se han identificado en cuerpos de agua desde partes por trillón

(ppt) hasta partes por millón (ppm). Su estabilidad molecular favorece su acumulación en diferentes reservorios terrestres, generando problemas ambientales y de salud. Los CEs llegan a los cuerpos de agua a través de fuentes difusas (por ejemplo, escorrientes urbanas, aguas residuales no tratadas, actividades agrícolas e industriales no controladas, etc.), por lo que es importante estudiar y aplicar metodologías para su remoción y evitar su dispersión (Aydin et al., 2023, p. 129). Este proyecto se centra en la eliminación de CEs usando arcillas, la montmorillonita, cuyas propiedades fisicoquímicas permiten su uso en procesos de adsorción-desorción. Estos procesos dinámicos permiten eliminar los contaminantes del agua debido a que a través de diferente tipo de interacciones químicas los contaminantes se quedan retenidos a la superficie. La interacción que se da entre los CEs y la arcilla algunas veces son por interacciones débiles (fisisorción) y otras por interacciones más energéticas (quimisorción); muchas de estas interacciones pueden ser reversibles (desorción) por lo que la liberación del contaminante puede llevarse a cabo para recuperar la superficie

sólida empleada (Sposito, 2008, p. 179).

Por otro lado, los procesos de oxidación avanzada, procesos más especializados, se han empleado para degradar los CEs, debido a su alta estabilidad frente a procesos convencionales (Forero et al., 2005, p. 99). En este proyecto se han explorado metodologías de oxidación avanzada que hacen uso de la radiación ionizante procedente de una fuente de Cobalto-60 ubicada en la Unidad de Irradiación del ICN. Los sistemas químicos expuestos a la fuente generan especies químicas altamente reactivas (radicales libres) que generan la degradación de los contaminantes.

Desarrollo

Las metodologías experimentales que han sido desarrolladas en el marco de proyectos de investigación formativa se describen de manera general a continuación:

1. Diseño y estandarización de las técnicas analíticas adecuadas para monitorear los compuestos que serán la materia prima de los experimentos; así como para la identificación

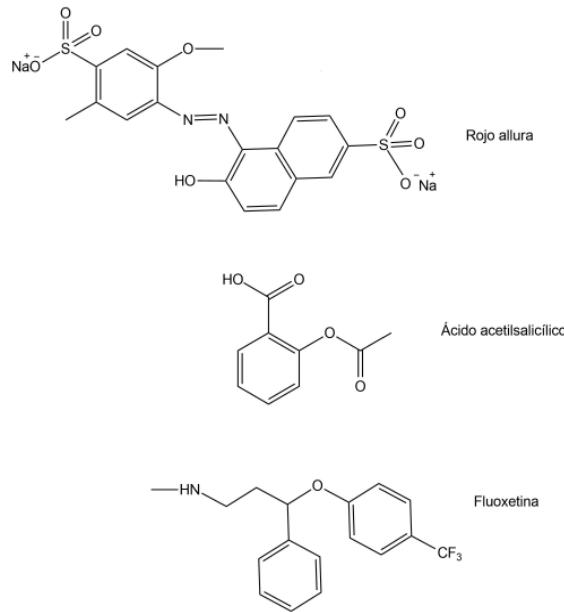
y la cuantificación de los productos de los procesos realizados.

Los contaminantes emergentes que se han empleado en las metodologías propuestas son estándares con una pureza de más del 99% (Véase Figura 1). Se encuentran en una concentración de partes por millón (ppm) en agua desionizada y tridestilada, un sistema muy controlado para evitar interferencias y asegurar que los resultados sean atribuibles únicamente a las metodologías aplicadas. Las técnicas analíticas para la identificación y cuantificación de los contaminantes en estudio son la espectrofotometría UV-vis, la espectroscopía infrarroja (FTIR) y la cromatografía de líquidos acoplada a detectores UV y masas.

2. Desarrollo experimental de los procesos de adsorción-desorción que se llevan a cabo entre los contaminantes en medio acuoso y las arcillas.

El procedimiento general (Véase Figura 2) consiste en poner en contacto por diferentes

Figura 1. Algunos de los CEs estudiados: rojo allura, ácido acetil salicílico y fluoxetina.



lapses de tiempo al contaminante en medio acuoso con la arcilla, bajo diferentes condiciones fisicoquímicas (concentración, pH,

etc.) para promover su posible interacción. Después, a través de procesos de centrifugación, se separa la fase líquida (sobrenadantes en donde puede encontrarse el contaminante que no fue retenido por la arcilla), de la fase sólida (sedimentos en donde puede encontrarse el contaminante que pudo ser retenido). Las fases líquidas y sólidas son analizadas por técnicas espectroscópicas y cromatográficas para determinar el porcentaje de remoción.

3. Desarrollo experimental de los procesos de oxidación avanzada en presencia y ausencia de las arcillas. El procedimiento general de esta metodología consiste en exponer a diferentes dosis de radiación (Gray, Gy = Joule kg⁻¹) los diferentes sistemas de estudio (Véase Figura 3):
 - a) Sistema líquido: contaminante en disolución acuosa.
 - b) Sistema disperso: contaminante en disolución acuosa en presencia de la arcilla.

Figura 2. Procedimiento general de los procesos de superficie.



Se propone el uso de las arcillas porque son abundantes y ubicuas en los diferentes cuerpos de agua, además debido sus propiedades fisicoquímicas pueden actuar como catalizadores, disminuyendo

- los valores de las dosis empleadas para la degradación de los contaminantes.
- c) Sistema sólido: contaminante retenido en la arcilla (sedimento seco obtenido de los procesos de adsorción-desorción). Se exponen estos sistemas con el objetivo de estudiar la posible degradación del contaminante, una vez que ya se encuentra localizado y alojado en la superficie sólida.

Algunos resultados de las metodologías mencionadas se muestran a continuación:

1. Estandarización de las técnicas analíticas.

Las estructuras químicas de los CEs empleados en estas metodologías permiten su identificación, cuantificación y monitoreo por las técnicas de análisis empleadas. Después de que fueron identificados los máximos de absorbancia para cada contaminante, se realizaron por triplicado las curvas de calibración (Véase Figura 4). Los valores de $r^2 = 0.99$ demuestran la robustez y confiabilidad de la técnica analítica estandarizada, asegurando la precisión en la cuantificación de los contaminantes.

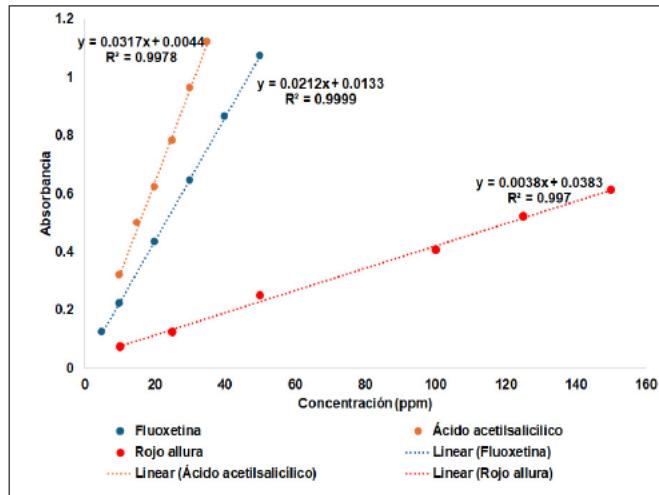
Figura 3. Los tres sistemas se exponen a una fuente de radiación ionizante (ICN-UNAM).



2. Procesos de superficie.

Después de optimizar las condiciones experimentales para lograr la interacción entre los contaminantes con la arcilla, se concluye que estas interacciones son dependientes tanto de las propiedades fisicoquímicas de cada contaminante y las de las superficies

Figura 4. Curvas de calibración elaboradas por espectrofotometría UV-vis.



sólidas empleadas. Los experimentos realizados con arcillas enriquecidas con hierro (II) muestran que el carácter ácido puede ser favorecido para remover ciertos contaminantes aniónicos. Las interacciones entre algunos contaminantes y las arcillas pueden ser a través de fuerzas de van der Waals, las cuales pueden romperse con un cambio de pH (logrando la

desorción del contaminante); otro tipo de interacción se da a través de enlaces de coordinación por lo que para remover el contaminante es necesario utilizar mecanismos más drásticos que un cambio de pH, p.ej. exponer los sistemas a diferentes fuentes de energía (térmica o radiolítica).

3. Procesos de oxidación avanzada.

a) Sistema líquido.

La degradación de los contaminantes expuestos a la fuente de radiación ionizante es dependiente de la naturaleza química del compuesto y su interacción con el disolvente (agua), formando especies muy reactivas, como la formación de los radicales libres. Sin embargo, una generalidad observada es que para lograr la mineralización completa de los contaminantes (CO_2 y H_2O) son necesarias dosis altas (del orden de miles de Grays).

b) Sistema disperso.

El rol de la superficie sólida no es generalizado, algunas veces favorece la degradación (comportándose como catalizador) y otras veces favorece la estabilidad del contaminante aumentando la do-

sis necesaria para ser degradado (comportándose como protector). Por ello, es indispensable continuar estudiando este rol de las superficies sólidas.

c) Sistema sólido.

Una vez que el contaminante se encuentra retenido en la arcilla, los sistemas secos se expusieron a altas dosis de radiación y monitoreado por espectroscopía FTIR y en la mayoría de las veces se observan las bandas características del contaminante. La interacción del contaminante con metales (provenientes de la arcilla) a través de complejos inorgánicos-orgánicos podría estarla protegido, evitando su degradación. En estos complejos, los contaminantes podrían encontrarse químicamente ligados para formar complejos resistentes con diversos grados de estabilidad frente a la radiación ionizante.

Conclusiones

Si bien los procedimientos experimentales se realizan bajo condiciones controladas de laboratorio, los resultados pueden servir de base para futuras aplicaciones en entornos reales afectados por contaminación de fuentes difusas. La versatilidad de las

arcillas, naturales o cuando son modificadas o enriquecidas con metales, muestra un potencial notable como material asequible y alta eficiencia para la retención de contaminantes. Por otro lado, los procesos radiolíticos permiten la degradación de moléculas recalcitrantes, aunque su eficiencia varía según la matriz ambiental y la presencia de sólidos en suspensión. Como siguiente paso, se busca validar estas metodologías en sistemas naturales o construidos, tales como humedales artificiales o filtros de arcilla, donde la interacción con otros contaminantes y condiciones ambientales dinámicas pueda evaluarse de manera integral. Finalmente, la participación de la comunidad estudiantil en proyectos de esta naturaleza refuerza la formación de profesionales capaces de enfrentar problemas ambientales complejos con enfoques interdisciplinarios. 

Agradecemos a los proyectos UNAM-DGAPA PAPIIT IA201924, IA101324 y IN113325 por el financiamiento de este trabajo. Al apoyo técnico de C. Camargo-Raya, J. Rojas-Vivas, B. Leal-Acevedo, J. Gutiérrez-Romero, M. Rodríguez Albarrán, E. Palacios-Boneta, M. Cruz-Villafaña, J. Díaz-González, J. Muerrieta-León, L. Valdez-Pérez, J. Rangel-Gutiérrez y M. Ham-Reyes. Además, muchas gracias a nuestra querida comunidad de la ENCiT y del ICN por su colaboración.

Bibliografía

- Aydin, S., Celik Karakaya, M., Karakaya, N. y Aydin, M. E. (2023). Effective removal of selected pharmaceuticals from sewerage treatment plant effluent using natural clay (Na-montmorillonite). *Applied Water Science*, 13 (6), 129. <https://doi.org/10.1007/s13201-023-01930-5>
- Forero, J. E., Ortiz, O. P. y Ríos, F. (2005). Aplicación de procesos de oxidación avanzada como tratamiento de fenol en aguas residuales industriales de refinería. *CT&F - Ciencia, Tecnología y Futuro*, 3 (1), 97-109.
- Sposito, G. (2008). *The Chemistry of Soils*, 2nd ed. New York, NY: Oxford University Press.

CONTAMINACIÓN DIFUSA EN LA ACUACULTURA Y TECNOLOGÍAS PARA LA SUSTENTABILIDAD

ITZEL VERA GONZÁLEZ, ERICK ARTURO BETANZO TORRES,
DAVID CELDRÁN SABATER Y DAVID REYES GONZÁLEZ.

TECNOLÓGICO NACIONAL DE MÉXICO / INSTITUTO TECNOLÓGICO SUPERIOR DE MISANTLA



Resumen: La acuacultura, identificada como una de las actividades productivas de mayor expansión a nivel mundial, enfrenta crecientes cuestionamientos debido a su contribución a la contaminación difusa de los cuerpos de agua. A diferencia de las descargas puntuales industriales o municipales, los efluentes provenientes de sistemas acuícolas contienen elevados niveles de materia orgánica, nutrientes y antibióticos, que se dispersan de forma no controlada mediante canales, escorrentía superficial e infiltración subterránea. Este artículo examina el modo en que la acuacultura genera una huella hídrica difusa con repercusiones sobre la calidad del

agua, la biodiversidad y las actividades económicas circundantes. Asimismo, se describen tecnologías de gestión sostenible y se analiza su potencial para mitigar el impacto ambiental. El objetivo del texto es sensibilizar a productores, autoridades y público en general acerca de la necesidad de promover prácticas acuícolas circulares y sustentables.

1. Introducción: la cara oculta de la contaminación del agua

La contaminación de las aguas superficiales puede originarse en fuentes puntuales, como descargas directas a los ríos, y en fuentes difusas, que aparecen

cuando el agua de lluvia o el deshielo escurre sobre la superficie del suelo o a través de ella, arrastrando contaminantes (Perez, et al., 2024), donde a diferencia de las descargas puntuales, sus aportes provienen de múltiples fuentes dispersas que liberan nutrientes, sedimentos, pesticidas y otros contaminantes al ambiente (OECD, 2017). Su origen está asociado a actividades como la agricultura, la ganadería, los asentamientos humanos y, de manera creciente, la acuacultura donde los procesos hidrológicos implicados, escorrentía superficial, infiltración y flujo subterráneo, facilitan la movilización de nutrientes, sedimentos, antibióticos, compuestos orgánicos y patógenos desde las áreas productivas hacia los cuerpos de agua (Liu, et al., 2024; Perez, et al., 2024). (Véase Figura 1)

2. La acuacultura como fuente difusa emergente

A escala global, la acuacultura se ha consolidado como uno de los sectores alimentarios de mayor crecimiento. De acuerdo con la FAO (2024), la producción mundial acuícola alcanzó un récord histó-

Figura 1. Contaminación difusa generada por actividades acuícolas.



rico de 130.9 millones de toneladas, superando por primera vez a la pesca de captura, y se prevé que continúe en ascenso hacia 2034 debido al aumento en la demanda de proteínas acuáticas (OECD-FAO, 2025). En México, esta tendencia es similar: entre 2011 y 2022 la producción acuícola creció aproximadamente 41%, acompañada por la diversificación de especies y la expansión de unidades productivas en regiones costeras y continentales (SEMARNAT, 2024).

No obstante, este crecimiento intensifica los retos ambientales, dado el elevado consumo de

agua de la actividad. En granjas camaroneras tradicionales con estanques de hasta 10 ha y productividades superiores a $10 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$, se requieren entre 20 y 64 m^3 de agua por kilogramo de camarón producido, con recambios diarios del 5 al 20% para mantener condiciones adecuadas (Krummenauer et al., 2014; de Melo Filho et al., 2020;; Ribeiro Cargnin y Juarez João, 2021).

Estos recambios generan efluentes con altas concentraciones de amoníaco, nitrito, nitrato, fósforo, sólidos suspendidos y materia orgánica (Crab et al., 2007; Mook et al., 2012; Turcios y Papenbrock, 2014). Se estima que solo el 30% del alimento es asimilado, mientras que el resto se acumula como residuo, fenómeno que se acentúa en sistemas intensivos y semi-intensivos (Mangarengi et al., 2020; Chatla et al., 2020) (Véase Figura 2).

3. Desarrollo: Soluciones en marcha hacia una acuacultura sustentable

La transición hacia una acuacultura sustentable responde a la necesidad de soluciones integrales que incrementen la eficiencia hídrica y reduzcan la des-

Figura 2. Estanque de cultivo de Tilapia durante el proceso de su alimentación.



carga de contaminantes responsables del deterioro de la calidad del agua, la eutrofización y la pérdida de biodiversidad. En este contexto, se han impulsado innovaciones como los sistemas de recirculación acuícola (RAS), humedales construidos, biofiltros aireados (BA), tecnología biofloc (TBF), Aquamimicry (AQ) y gránulos microalgales (Li et al., 2021; Liu et al., 2024).

Los RAS permiten recircular hasta 99% del agua mediante filtración mecánica, biofiltración nitrificante y desinfección, reduciendo significativamente la liberación de amonio y fósforo (Victoriano et al., 2025; Hashmi et al., 2025). De forma complementaria, los humedales construidos destacan por su capacidad de eliminar nutrientes y sólidos suspendidos a bajo costo, siendo viables para sistemas de pequeña y mediana escala (Lin et al., 2010; Blandford et al., 2024). Asimismo, los gránulos microalgaes y los sistemas alga-bacteria presentan altas tasas de remoción de nitrógeno y fósforo para el tratamiento de efluentes acuáticas (Fan et al., 2021; Ji et al., 2022).

En sistemas intensivos, la TBF se ha consolidado al transformar residuos nitrogenados en biomasa microbiana, reduciendo recambios de agua y mejorando la eficiencia alimentaria (Avnimelech, 2009; Hossein Khanjani & Sharifinia, 2020), mientras que Aquamimicry emplea fermentos orgánicos que imitan procesos de manglar y estabilizan el sistema (Deepti et al., 2024; Hossein Khanjani et al., 2023). Bioaquafloc integra ambos enfoques, cerrando ciclos de nutrientes, reduciendo el amonio a nitrito y mejorando el desempeño productivo (Celdrán Sabater, 2023; McCusker et al., 2023; Celdrán Sabater, 2024). (Véase Figura 3) De manera complementaria, la tecnología simbiótica BAF permite operar con hasta 95% menos consumo de agua (Véase Figura 4) y reducir TAN y NO_2^- , manteniendo sistemas más estables (Véase Figura 5).

Figura 3. Soluciones en Marcha:
hacia una acuacultura sustentable.

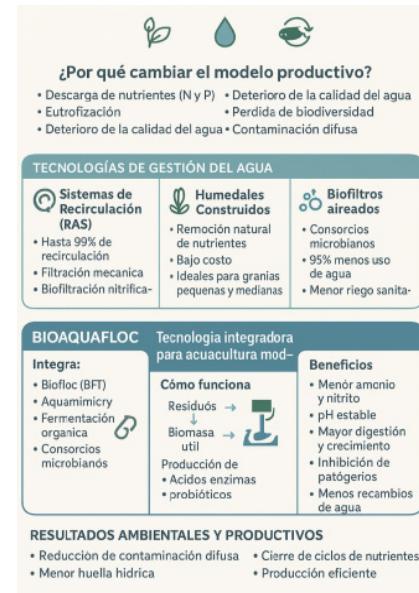


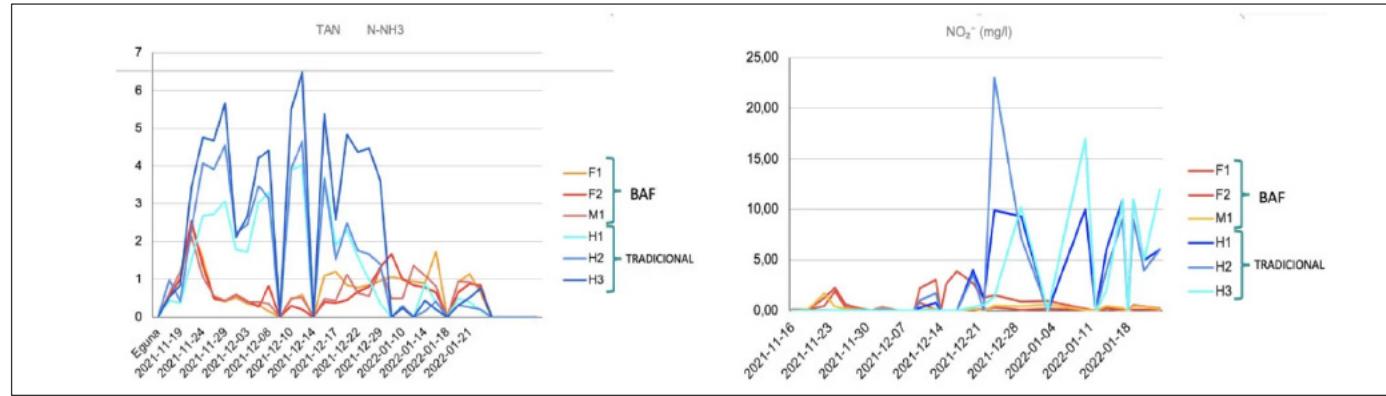
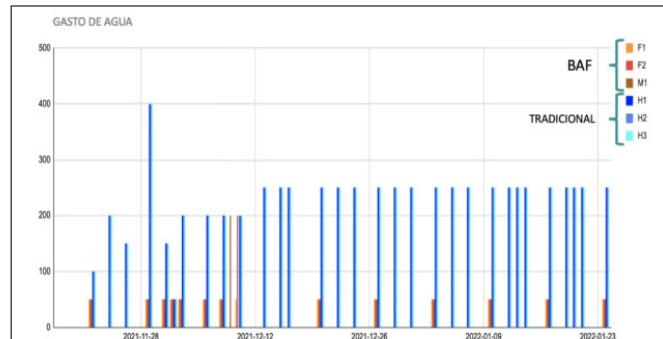
Figura 4. Disminución de compuestos nitrogenados (TAN y NO_2^-) mediante tecnología BAF.

Figura 5. Reducción del consumo de agua en sistemas acuícolas operados con tecnología BAF.



4. Conclusiones

La contaminación difusa derivada de la acuacultura plantea la necesidad de replantear la gestión del agua y la producción bajo un enfoque que integre la sustentabilidad como eje principal. Este enfoque reconoce la estrecha relación entre los ecosistemas acuáticos, las actividades económicas y el bienestar social. En particular, los estudios evidencian que los sistemas intensivos y semi-intensivos son responsables de generar cargas considerables de nutrientes,

materia orgánica y contaminantes emergentes, lo cual repercutе negativamente en la calidad del agua y la salud de los ecosistemas.

Ante este panorama, la corresponsabilidad emerge como un elemento fundamental. El reto compartido consiste en promover modelos productivos que logren equilibrar la eficiencia y competitividad con la protección ambiental. En este sentido, la implementación de tecnologías como los sistemas de recirculación acuícola (RAS), los humedales construidos, los biofiltros aireados (BA), la tecnología biofloc (TBF), Aquamimicry y, especialmente, Bioaquaflc, representan alternativas viables para avanzar hacia una acuacultura sustentable. Estas soluciones se fundamentan en principios ecológicos, priorizando la reducción significativa de la huella hídrica difusa y apuntando hacia una producción responsable que garantice la preservación de los recursos naturales y el bienestar de las comunidades involucradas. ♦

Bibliografía

- Alceste, C. C., 2016. Abordando la inocuidad en la cadena de suministro de tilapia de América Latina, s.l.: Responsibility.
- Avnimelech, Y., 2009. Biofloc technology: a practical guide book.. Baton Rouge: s.n.
- Blandford, N. C. y otros, 2024. Removal of nutrients from aquaculture wastewater using cattail (*Typha spp.*) constructed wetlands. *J Environ Qual*, 53(5), pp. 767-775.
- Chatla, D., Padmavathi, P. & Srinu, G., 2020. Wastewater Treatment Techniques for Sustainable Aquaculture. En: Waste Management as Economic Industry Towards Circular Economy. Singapore: Springer, pp. 159-166.
- de Melo Filho, M. E. S. y otros, 2020. Application of nitrification and denitrification processes in a direct water reuse system for pacific white shrimp farmed in biofloc system. *Aquacultural Engineering*, Volumen 88.

Deepti, M. y otros, 2024. Aquamimicry (Copefloc technology): an innovative approach for sustainable organic farming with special reference to shrimp aquaculture. *Blue Biotechnology*, 1(5).

Fan, S. y otros, 2021. Microalgal-bacterial granular sludge process for non-aerated aquaculture wastewater treatment. *Bioprocess Biosyst Eng*, 44(8), pp. 1733-1739.

FAO, 2024. Global fisheries and aquaculture production reaches a new record high, San Jose, Costa Rica : Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura.

Hashmi, Z. y otros, 2025. Recirculating aquaculture systems: Advances, impacts, and integrated pathways for sustainable growth. *Bioresource Technology Reports*, Volumen 32, p. 102340.

Hlordini, V. y otros, 2020. The use of *Bacillus* species in maintenance of water quality in aquaculture: A review. *Aquaculture Reports*, Volumen 18.

Hossein Khanjani, M. y otros, 2023. Synbiotics and aquamimicry as alternative microbial-based approaches in intensive shrimp farming and biofloc: Novel disruptive techniques or complementary management tools? A scientific-based overview. *Aquaculture*, Volumen 567.

Hossein Khanjani, M. & Sharifinia, M., 2020. Biofloc technology as a promising tool to improve aquaculture production. *Reviews in Aquaculture*, 12(3), pp. 1836-1850.

Ji, B., Fan, S. & Liu, Y., 2022. A continuous-flow non-aerated microalgal-bacterial granular sludge process for aquaculture wastewater treatment under natural day-night conditions. *Bioresour Technol*.

Krueckenauer, D. y otros, 2014. The Reuse of Water on the Culture of Pacific White Shrimp, *Litopenaeus vannamei*, in BFT System. *Journal of the World Aquaculture Society*, 45(1), pp. 3-14.

Li, B. y otros, 2021. The Sustainable Treatment Effect of Constructed Wetland for the Aquaculture Effluents from Blunt Snout Bream (*Megalobrama amblycephala*) Farm. *Water*, 13(23), p. 3418.

Lin, Y. F. y otros, 2010. Constructed wetlands for water pollution management of aquaculture farms conducting earthen pond culture. *Water Environ Res*, 82(8).

Liu, X. y otros, 2024. A systematic review on aquaculture wastewater: Pollutants, impacts, and treatment technology. *Environmental Research*, Volumen 262.

Mangarengi, N. A. P., Selintung, M., Zubair, A. & Ahmad, F., 2020. Evaluation of the effectiveness of wastewater treatment plant for super-intensive shrimp farms (A case study on Punaga Village, Takalar). *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, p. 419.

Miranda Zoppas, F., Moura Bernardes, A. & Meneguzzi, Á., 2016. Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 21(1), pp. 29-42.

Mook, W. y otros, 2012. Removal of total ammonia nitrogen (TAN), nitrate and total organic carbon (TOC) from aquaculture wastewater using electrochemical technology: A review. *Desalination*, pp. 1-13.

OECD-FAO, 2025. OECD-FAO Agricultural Outlook 2025-2034, s.l.: OECD, Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Pepe Victoriano, R. y otros, 2025. Evaluation of Water Quality in the Production of Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) in a Recirculating Aquaculture System (RAS) in the Precordilleran Region of Northern Chile. *Water*, 17(11), p. 1685.

Ribeiro Cargin, J. M. & Juarez João, J., 2021. Removal of nutrients from aquaculture residual water: A review. *Ambiente & água - An interdisciplinary Journal of Applied Science*, Issue 787.

SEMARNAT, 2024. Manifiesto de Impacto Ambiental Modalidad Particular del proyecto Operación y mantenimiento del Laboratorio de Producción de Postlarvas de Camarón "Celestino", en el Municipio de Elota, Sinaloa., s.l.: Secretaría de medio ambiente y recursos naturales.

Turcios, A. & Papenbrock, J., 2014. Sustainable Treatment of Aquaculture Effluents—What Can We Learn from the Past for the Future?. *Sustainability*, 6(2), pp. 836-856.

Normas editoriales para contribuciones a *Impluvium*

1. Naturaleza académica del texto

Las contribuciones deberán ser de carácter académico, técnico o de análisis de política pública. El texto no deberá personalizarse ni redactarse en primera persona, y deberá mantener un tono objetivo, analítico y fundamentoado en evidencia.

2. Estructura del manuscrito

- Título del artículo
- Nombre del autor o autores y su institución de adscripción
- Resumen (hasta 150 palabras)
- Introducción
- Desarrollo
- Conclusiones
- Bibliografía

3. Formato del documento

Las contribuciones deberán enviarse en formato Microsoft Word, con las siguientes especificaciones:

- Fuente Arial
- Tamaño de letra: 12 puntos
- Interlineado doble
- Márgenes estándar

4. Extensión

Los textos no deberán exceder las **2,500 palabras**, incluyendo el cuerpo del texto, figuras, tablas y bibliografía. Uso de imágenes, figuras y gráficos

5. Uso de imágenes, figuras y gráficos

- Las imágenes deberán entregarse en archivos independientes en **formato JPG**, con una resolución mínima de 150 dpi.
- En el documento Word se deberá indicar su ubicación mediante referencias como: *Véase Figura 1.*

6. Sistema de citas y referencias

Se utilizará el sistema **Harvard-APA** para citas y referencias bibliográficas.

- Las citas deberán incorporarse dentro del texto, incluyendo apellido del autor, año de publicación y página cuando corresponda.
- No se utilizarán notas al pie para referencias bibliográficas.

Ejemplo de cita en el texto: (González Villarreal, 2013, p. 25)

7. Bibliografía

La bibliografía deberá incluirse al final del documento en el apartado "Bibliografía" y presentarse de la siguiente manera: autor(es), año de publicación (entre paréntesis), título, fuente o editorial y lugar de publicación.

Ejemplo: González Villarreal, F. y Arriaga Medina, J. (2015). Expresiones de la inseguridad hídrica. *Revista Ciudades*, No. 105, Puebla, México.

8. Uso de inteligencia artificial en la elaboración del manuscrito

El uso de herramientas de inteligencia artificial está permitido como apoyo en procesos tales como:

- Revisión de estilo y redacción
- Apoyo lingüístico o de traducción
- Organización del texto o mejora de claridad
- Generación o edición de imágenes y gráficos

No obstante:

- La responsabilidad total del contenido, los argumentos, los datos y las conclusiones recae exclusivamente en el autor o autores.
- Cualquier uso de Inteligencia Artificial deberá declararse de forma explícita en una nota al final del documento

Ejemplo: Nota metodológica. Se empleó ChatGPT 5.2 en la revisión de estilo y redacción del presente artículo.

- En caso de que las imágenes, gráficos o ilustraciones hayan sido generados o modificados mediante herramientas de inteligencia artificial, esta información deberá declararse explícitamente en el pie de figura, indicando la herramienta utilizada y el tipo de intervención

Ejemplo: Gráfica 1. Porcentaje de personas con acceso a agua potable en municipios seleccionados. Tabla generada / mejorada / estilizada / editada a través de ChatGPT 5.2.

- El uso de Inteligencia Artificial no exime del cumplimiento de estándares de originalidad, citación adecuada y ética académica.

9. Aspectos éticos y de propiedad intelectual

Los artículos sometidos a evaluación deberán ser originales y de creación de sus autores, por lo que no deberán atentar contra la propiedad intelectual de un tercero. De demostrarse plagio, los autores perderán el derecho de ser publicados.

10. Proceso editorial

El Comité Editorial evaluará los artículos para determinar su pertinencia temática, calidad académica y adecuación a las normas editoriales. Asimismo, podrá realizar correcciones de estilo y ortografía, o solicitar a los autores ajustes menores de contenido cuando sea necesario. Al someter su artículo a evaluación, las autores aceptan todos los términos y condiciones declarados en esta convocatoria.

11. Envío de contribuciones

Los artículos deberán enviarse mediante el formulario electrónico disponible en: <https://www.agua.unam.mx/impluvium.html>. Los autores recibirán una notificación sobre la correcta recepción de los artículos.



MARCO JURÍDICO PARA LA GESTIÓN INTEGRAL DE LOS RECURSOS HÍDRICOS Y LA GARANTÍA DEL DERECHO HUMANO AL AGUA Y AL SANEAMIENTO

Editora invitada: **Dra. Judith Domínguez Serrano,
Profesora-investigadora, El Colegio de México**

Recepción de trabajos: **Del 2 de febrero al 19 de abril del 2026.**

El marco jurídico del agua constituye una arquitectura normativa e institucional indispensable para encauzar la gestión integral de los recursos hídricos hacia objetivos de sostenibilidad, equidad y protección del interés público. En la práctica, su relevancia radica en que define derechos, obligaciones, competencias y mecanismos de coordinación entre órdenes de gobierno, organismos operadores, usuarios y autoridades, además de establecer instrumentos para la planeación, la asignación, la preservación de caudales y la protección de la calidad del agua; e incluye sanciones cuando las conductas trasgreden el cuidado del agua. Un diseño jurídico robusto no solo prescribe reglas: también crea condiciones para la certidumbre, la prevención de conflictos, la eficiencia en el uso del recurso y la protección de ecosistemas de los que depende la seguridad hídrica.

La incorporación del derecho humano al agua y al saneamiento en los ordenamientos nacionales introduce un marco de exigencia más amplio y profundo: obliga a traducir principios en estándares operativos definiendo la disponibilidad, accesibilidad, aceptabilidad, calidad y asequibilidad, además de definir el alcance de las obligaciones estatales y los medios para hacerlas efectivas. Los cambios en los marcos jurídicos plantean también retos sustantivos de implementación derivados de la capacidad técnica y financiera, la exigibilidad y la coherencia normativa. En este proceso, resulta crucial incorporar enfoques de igualdad y no discriminación, así como mecanismos de transparencia, rendición de cuentas y participación que fortalezcan la legitimidad de las decisiones públicas.

En un contexto de escasez, intensificación de conflictos socioambientales y cambio climático, el análisis jurídico adquiere una dimensión estratégica: permite evaluar si las reglas vigentes son capaces de responder a riesgos emergentes y tensiones estructurales como la sobreasignación, la contaminación, la degradación ecosistémica, la vulnerabilidad ante sequías e inundaciones y la competencia entre usos. El análisis del marco jurídico abre la oportunidad para innovar en la gobernanza mediante instrumentos adaptativos, gestión por cuencas, enfoques de prevención y precaución, mecanismos alternativos de resolución de disputas y esquemas de planeación vinculante.

Los temas que se propone desarrollar en esta edición de la revista incluyen:

- a. Derecho humano al agua y al saneamiento
 - Alcances normativos y obligaciones del Estado.
 - Justiciabilidad y mecanismos de exigibilidad.
 - Enfoques de equidad y no discriminación.
- b. Marco jurídico e institucional
 - Legislación nacional y comparada en materia hídrica.
 - Distribución de competencias y coordinación institucional.
 - Rectoría del Estado en materia hídrica
 - Instrumentos regulatorios y de cumplimiento.
- c. Agua y cambio climático
 - Adaptación normativa y gestión integral del riesgo.
 - Integración del enfoque climático en la planeación y la legislación hídrica.
 - Protección de ecosistemas y caudales ambientales.
- d. Innovaciones jurídicas
 - Nuevos instrumentos legales y regulatorios.
 - Enfoques de justicia hídrica.
 - Articulación entre políticas públicas y derechos humanos.
- e. Mecanismos de vigilancia y cumplimiento
 - Nuevos delitos hídricos
 - Sanciones administrativas



NÚMERO 35.

GESTIÓN INTEGRAL DEL RIESGO DE INUNDACIONES: ENFOQUES PREVENTIVOS, RESILIENCIA TERRITORIAL Y ADAPTACIÓN CLIMÁTICA

Editora invitada: **Dra. Lucía Guadalupe Matías Ramírez, Subdirectora de Riesgos por Inundación, Centro Nacional de Prevención de Desastres**

Recepción de trabajos: **Del 20 de abril al 5 de julio del 2026.**

Las inundaciones constituyen uno de los principales riesgos hidrometeorológicos a escala global, con impactos cada vez más severos sobre los asentamientos humanos, la infraestructura crítica y los sistemas productivos. La gestión integral del riesgo de inundaciones, en concordancia con el Marco de Sendai para la Reducción del Riesgo de Desastres, plantea un cambio de paradigma que trasciende la atención reactiva de las emergencias para orientarse hacia enfoques de prevención y adaptación, sustentados en la comprensión del riesgo para aumentar la resiliencia, el fortalecimiento de la gobernanza, la inversión en reducción del riesgo y la mejora de la preparación, respuesta y recuperación bajo el principio de "reconstruir mejor o de manera sostenible".

Este enfoque integral articula conocimiento científico y técnico, planeación territorial y ordenamiento del uso del suelo, gobernanza multinivel y participación social informada. En el contexto del cambio climático y del aumento en la frecuencia e intensidad de eventos extremos, resulta prioritario analizar y promover estrategias que reduzcan la vulnerabilidad, fortalezcan la resiliencia de comunidades y territorios, así como fomentar soluciones sostenibles que reconozcan la función prioritaria del agua en el desarrollo territorial y la seguridad hídrica.

Bajo estos principios, se convoca a enviar artículos relacionados con los siguientes ejes:

- a. Comprensión y evaluación del riesgo
 - Análisis de peligro, exposición y vulnerabilidad.
 - Modelación hidrológica e hidráulica.
 - Mapas de riesgo
 - Escenarios de cambio climático.
- b. Prevención y mitigación
 - Infraestructura verde, azul y gris.
 - Soluciones basadas en la naturaleza.
 - Ordenamiento territorial y uso de suelo.
- c. Preparación y respuesta
 - Sistemas de alerta temprana.
 - Comunicación del riesgo y educación comunitaria.
 - Protocolos interinstitucionales.

- d. Recuperación y reconstrucción
 - Enfoques de "reconstruir mejor".
 - Evaluación de daños y pérdidas.
 - Instrumentos financieros y seguros.
- e. Gobernanza y participación
 - Coordinación multinivel y multisectorial.
 - Rol de comunidades y actores locales.
 - Participación del sector privado y de la sociedad civil.



NÚMERO 36
**EQUIDAD DE GÉNERO
E IGUALDAD SUSTANTIVA
EN LA GESTIÓN DEL AGUA**

Editora invitada: **Mtra. Ana Gabriela Piedra Miranda, Profesora, Universidad Autónoma Metropolitana**

Recepción de trabajos: **Del 6 de julio al 27 de septiembre del 2026.**

La gestión del agua no es neutral al género. Las desigualdades estructurales influyen en el acceso, control y toma de decisiones sobre los recursos hídricos, así como en la distribución de cargas asociadas al cuidado, la salud y el saneamiento. Estas brechas no solo reproducen inequidades sociales, sino que también limitan el acceso a oportunidades económicas, educativas y de participación, afectando de forma diferenciada el bienestar y las capacidades de mujeres y otros grupos históricamente excluidos. Incorporar la perspectiva de género en el sector hídrico es, por tanto, una condición indispensable para avanzar hacia la igualdad sustantiva, entendida no solo como igualdad formal ante la ley, sino como la creación de condiciones reales que permitan el ejercicio pleno de derechos, el acceso equitativo a oportunidades y la distribución justa de beneficios y responsabilidades.

Un enfoque de género en la gestión del agua implica analizar normas sociales, arreglos institucionales y marcos de política pública que reproducen brechas históricas. en los ámbitos social, económico y político. Asimismo, supone documentar y fortalecer el liderazgo de las mujeres y otros grupos subrepresentados en la ciencia, la gestión y la gobernanza del agua, así como generar evidencia sobre cómo la inclusión contribuye a mejorar la eficiencia de los sistemas hídricos, ampliar oportunidades económicas, fortalecer la resiliencia comunitaria y promover modelos de desarrollo más justos y sostenibles.

Se invita a presentar artículos que aborden algunas de las siguientes temáticas:

- d. Derechos humanos e inclusión
 - Agua, saneamiento y derechos de las mujeres.
 - Grupos históricamente excluidos y justicia hídrica.
 - Mecanismos de participación social.
- e. Casos de estudio y buenas prácticas
 - Experiencias locales, nacionales y comparadas.
 - Evaluación de impactos de programas inclusivos.
 - Lecciones aprendidas y escalabilidad.



NÚMERO. 37.

AGUAS REGENERADAS Y REÚSO: BASES CIENTÍFICAS, APLICACIONES Y ESQUEMAS DE GOBERNANZA

Editora invitada: **Dra. Rosa María Ramírez Zamora, Directora, Instituto de Ingeniería UNAM**

Recepción de trabajos: **Del 28 de septiembre al 6 de diciembre del 2026.**

Las aguas regeneradas y el reúso se han posicionado como un componente estratégico de la gestión integral de los recursos hídricos ante escenarios de escasez, sobreexplotación y variabilidad climática. Además de su dimensión tecnológica, las aguas regeneradas plantean desafíos complejos relacionados con la evaluación de riesgos sanitarios y ambientales, la aceptación social, la viabilidad económica y la articulación institucional necesaria para su implementación a distintas escalas.

Desde una perspectiva de sostenibilidad, el análisis del agua regenerada requiere integrar de manera articulada los principios de la economía circular del agua, la gestión integrada por cuencas y la planeación de largo plazo, incorporando de forma explícita los avances científicos y tecnológicos en el tratamiento de aguas residuales. La consolidación

de esquemas de reúso se sustenta en el desempeño de procesos de tratamiento avanzados, que incluyen tratamientos terciarios y cuaternarios, sistemas de membranas, desinfección avanzada y la remoción de contaminantes emergentes, así como en el uso de herramientas de monitoreo en tiempo real, sensores y análisis de datos que permitan garantizar la calidad y seguridad del agua regenerada a lo largo de todo el sistema.

Asimismo, la viabilidad técnica y la legitimidad social del reúso del agua dependen de marcos normativos claros y basados en evidencia, de sistemas de vigilancia sanitaria y ambiental robustos y de esquemas de gobernanza que aseguren trazabilidad, transparencia y rendición de cuentas. La integración de ciencia, tecnología y política pública resulta clave para generar confianza, minimizar riesgos y posicionar al agua regenerada como un componente estratégico de la seguridad hídrica y la adaptación al cambio climático.

Invitamos a académicos, gestores de recursos hídricos y otros actores clave a contribuir con artículos que aborden esta temática desde las siguientes perspectivas:

- Fundamentos conceptuales y normativos
 - Definiciones operativas de agua regenerada y reúso.
 - Estándares internacionales y nacionales de calidad.
 - Enfoques de gestión del riesgo y principio precautorio.

- Tecnologías y procesos de tratamiento
 - Tratamiento terciario y cuaternario: desempeño y límites.
 - Innovaciones en membranas, desinfección y control de contaminantes emergentes.
 - Digitalización, sensores y monitoreo en tiempo real.
- Aplicaciones sectoriales
 - Uso agrícola, industrial y ambiental.
 - Recarga gestionada de acuíferos.
 - Integración del reúso en sistemas urbanos del agua.
- Impactos socioambientales
 - Evaluación de riesgos sanitarios y ambientales.
 - Percepción social y comunicación del riesgo.
 - Beneficios para la adaptación al cambio climático.
- Gobernanza y financiamiento
 - Marcos regulatorios y arreglos institucionales.
 - Esquemas tarifarios e incentivos económicos.





Impluvium

Publicación digital de la Red del Agua UNAM

Número 33, Octubre - Diciembre 2025

www.agua.unam.mx