

# *Impluvium*

Publicación digital de la Red del Agua UNAM  
Número 17, Octubre - Diciembre 2021



## CONTAMINANTES EMERGENTES EN EL AGUA: CAUSAS Y EFECTOS



## INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas, la comunidad científica ha llamado la atención sobre la presencia en el ambiente de una variedad de compuestos de origen antropogénico recientemente identificados, ahora conocidos como contaminantes emergentes. El problema de este tipo de compuestos para la salud humana y también para el ambiente es que el conocimiento global de sus efectos y de las concentraciones que pueden ser peligrosas, es poco entendido. De acuerdo con el Registro de la Sociedad Estadounidense de Química, existen más de 60 millones de sustancias orgánicas e inorgánicas, a las que

se suman más de 12 mil productos químicos cada día. De este gran número de compuestos, más de 49 millones de químicos están comercialmente disponibles, sin embargo, menos del 1% se encuentran inventariados o regulados.

En términos generales, provienen de la industria, residuos municipales y agrícolas, o de hospitales y laboratorios. Parte de ellos son productos que se consumen de forma cotidiana en los hogares y que, por la falta de conocimiento y difusión de la problemática, no somos conscientes de nuestra contribución. Usualmente, los contaminantes emer-

gentes son clasificados en tres grandes categorías –farmacéuticos, productos de cuidado personal y disruptores endócrinos–, aunque pueden comprender también los nanomateriales, drogas ilegales, ingeniería genética, entre otros.

La sociedad internacional parece coincidir en el hecho de que los contaminantes emergentes representan un nuevo desafío global. Prueba de ello son la Directiva 2013/39/EU de la Unión Europea, la Convención de Helsinki y la Iniciativa Internacional de Calidad del Agua, que desde hace una década hicieron un llamado a evaluar de manera más detallada los impactos negativos de los farmacéuticos y otras sustancias que no habían sido monitoreadas con regularidad. A pesar de estos esfuerzos, el conocimiento científico sobre sus trayectorias, acumulación, interacciones, persistencias y efectos en la salud humana y de los ecosistemas continúa siendo limitado, especialmente en los países en desarrollo. La falta de investigaciones sobre contaminantes emergentes se refleja también en el estado actual de su regulación, pues pocos países han incorporado en sus marcos jurídicos instrumentos efectivos para

su monitoreo, evaluación, remoción y, sobre todo, control. Los nuevos compuestos considerados contaminantes emergentes circulan de forma residual en agua sin que aún sea posible contar con límites o estándares base para evitar las consecuencias ambientales, económicas y sociales. Esto sucede en un marco en el que el reúso de agua residual tratada se promueve, es deseable y necesario.

Considerando que estos contaminantes han sido ampliamente encontrados en aguas superficiales y subterráneas, así como en agua para consumo humano y residual; y tomando en cuenta que la calidad del agua está intrínsecamente ligada a la salud humana, a la reducción de la pobreza, a la equidad de género, entre otros objetivos de la Agenda 2030, es que desde la Red del Agua UNAM decidimos dedicar un número de nuestra publicación digital Impluvium al análisis de esta temática.

En esta edición, los lectores podrán identificar dos grandes grupos de artículos. Los primeros muestran detalladas revisiones de la literatura sobre el estado actual de los contaminantes emergentes en ambientes acuáticos, con especial énfasis en los

microplásticos y los farmacéuticos, mientras que los segundos evalúan la efectividad de diversas técnicas para su remoción. Sin duda, la información contenida en este número contribuirá a avanzar en la agenda de investigación de los contaminantes emergentes en México y el mundo. ♦

**DRA. ANA CECILIA ESPINOSA GARCÍA**

TÉCNICO ACADÉMICO DEL  
LABORATORIO NACIONAL DE CIENCIAS DE LA SOSTENIBILIDAD UNAM  
COORDINADORA DEL GRUPO DE ANÁLISIS “CALIDAD DEL AGUA”  
DE LA RED DEL AGUA UNAM

**M. EN C. JORGE ALBERTO ARRIAGA MEDINA**

COORDINADOR EJECUTIVO  
RED DEL AGUA UNAM



# Impluvium

**Impluvium** es una publicación de la Red del Agua UNAM; puede ser reproducida con fines no lucrativos, siempre y cuando no se mutila, 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

**Mtra. Malinali Domínguez Mares**  
Coordinadora de Asesores de la  
Dirección General del IMTA

**Mtra. Ana Gabriela Piedra Miranda**  
Responsable de comunicación organizacional del  
Centro Regional de Seguridad Hídrica  
bajo los auspicios de UNESCO

Editora invitada:

**Dra. Ana Cecilia Espinosa García**  
Técnico Académico del Laboratorio Nacional  
de Ciencias de la Sostenibilidad UNAM  
Coordinadora del Grupo de Análisis "Calidad del Agua"  
de la Red del Agua UNAM

Diseño gráfico y formación:

**Lic. Joel Santamaría García**  
**Lic. Marie Claire Mendoza Muciño**

Publicación digital de la Red del Agua UNAM.  
**Número 17, Contaminantes emergentes en el agua:  
Causas y efectos.**

Octubre – Diciembre 2021

[www.agua.unam.mx/impluvium.html](http://www.agua.unam.mx/impluvium.html)

.....

**Impluvium** es la publicación digital de divulgación de la Red del Agua UNAM, Año 7, No.17, Octubre – Diciembre 2021. 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](mailto: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, Diciembre 2021.

## CONTENIDO

### Introducción . . . . . 2

DRA. ANA CECILIA ESPINOSA GARCÍA

M. EN C. JORGE ALBERTO ARRIAGA MEDINA

## ARTÍCULOS

### Detección de elementos críticos emergentes en la precipitación y escurrimiento pluvial generado por azoteas verdes extensivas en la Ciudad de México . . . . . 8

GABRIELA CANO VÁZQUEZ Y LYSSETTE ELENA MUÑOZ VILLERS.

### Contaminantes zoonótico emergentes en cuerpos de agua naturales. El caso de *Brucella* spp. Causas y efectos. . . . . 14

J. RICARDO CRUZ-AVIÑA Y ELSA I. CASTAÑEDA-ROLDÁN.

### Adsorción de contaminantes emergentes en agua contaminada por medio de Carbón activado . . . . . 21

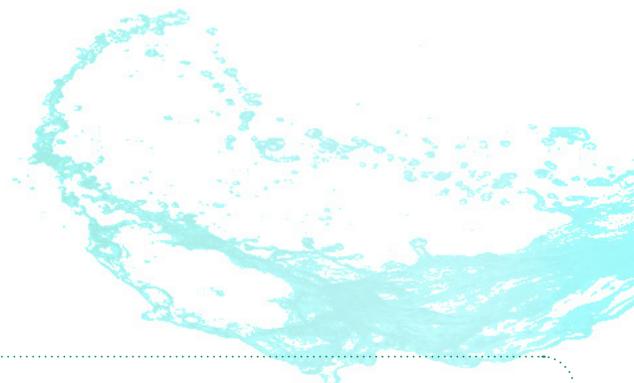
YOSIMARA HINOJOSA ÁNGELES, CÉSAR GONZÁLEZ GUERRERO Y

LEYDI RUBI PÉREZ VERA.

### Contaminantes emergentes y su relación con el ambiente . . . . . 28

MANUEL AARÓN GAYOSSO MORALES Y BRENDA KAREN GONZÁLEZ

PÉREZ.



**De los Macro a los Microplásticos:  
un contaminante emergente. . . . . 34**

BELEM ANAHY ESTRELLA JORDAN, CLARA IVONNE RUIZ REYES,  
FABIOLA LANGO REYNOSO Y MARÍA DEL REFUGIO CASTAÑEDA  
CHÁVEZ.

**Contaminantes Emergentes:  
Sustancias Perfluoroalquiladas  
y Polifluoroalquiladas (PFAS) . . . . . 41**

CAROLINA LEYVA, CAMILO SERRANO, ALEJANDRO RODRÍGUEZ,  
ENRIQUE NAVARRO, LAURA GONZÁLEZ Y EDUARDO SÁNCHEZ.

**Presencia de contaminantes  
farmacéuticos en el agua a causa  
de la Pandemia COVID-19 . . . . . 48**

JOSE MIGUEL PIMIENTO OVALLE Y ALEXANDRA CERÓN VIVAS.

**Micro y nanoplásticos en agua,  
contaminantes emergentes  
de los que poco se sabe. . . . . 55**

LUZ MARÍA NUNCIO GONZÁLEZ, DULCE MA. ESQUIVEL CERDEÑO  
Y YURI REYES.

**Fotocatálisis: un tratamiento avanzado  
de agua para la eliminación de  
contaminantes emergentes . . . . . 62**

CITLALLI ADRIANA RIOS GONZÁLEZ.

**Revisión sobre la problemática  
de los antibióticos como  
contaminantes emergentes  
en sistemas acuáticos . . . . . 70**

MIGUEL ATL SILVA MAGAÑA, YATZIRI DAMARIS TORRES RUIZ Y  
BLANCA HERNANDEZ BAUTISTA.

**Evaluación del potencial  
riesgo humano ocasionado  
por los contaminantes emergentes  
a través del consumo de agua . . . . . 76**

ISAURA YÁÑEZ NOGUEZ Y MARÍA TERESA ORTA LEDESMA.



# DETECCIÓN DE ELEMENTOS CRÍTICOS EMERGENTES EN LA PRECIPITACIÓN Y ESCURRIMIENTO PLUVIAL GENERADO POR AZOTEAS VERDES EXTENSIVAS EN LA CIUDAD DE MÉXICO

GABRIELA CANO VÁZQUEZ  
LYSSETTE ELENA MUÑOZ VILLERS

INSTITUTO DE CIENCIAS DE LA ATMÓSFERA Y CAMBIO CLIMÁTICO, UNAM

## Resumen

En los últimos cincuenta años, la Ciudad de México (CDMX) ha experimentado un rápido crecimiento poblacional y densificación de su territorio, lo que ha traído consigo múltiples problemas ambientales. Debido a que la ciudad exige medidas cada vez más eficaces para contrarrestar su deterioro ambiental, la implementación de sistemas de naturación en azoteas se ha puesto a prueba como una alternativa viable en la solución de algunos de estos problemas. El objetivo de este trabajo consistió en evaluar la carga y las tasas de exportación de elementos críticos emergentes (cromo, cobalto, litio, silicio y talio) durante eventos de precipitación-escorrimento en azoteas

verdes extensivas (AVEs), ubicadas al sur de la Ciudad de México. De los elementos químicos analizados, el talio y litio se obtuvieron a niveles traza con mínimas diferencias entre la lluvia y escurrimento en azoteas verdes. Para los demás elementos (cromo, cobalto y silicio), las azoteas verdes mostraron mayores contribuciones al drenaje pluvial.

## Introducción

La expansión urbana asociada al crecimiento poblacional que ha experimentado la CDMX, ha conlucido a una alta demanda de recursos naturales y problemas diversos de contaminación edáfica,

hídrica y atmosférica que, combinado con planes de desarrollo urbano deficientes, han impactado negativamente la calidad de vida y bienestar de sus habitantes (Matus Kramer, Chávez Sánchez, Torres Mendoza y Tudela Rivadeneyra, 2016, p. 23). Además, por sus características fisiográficas, la CDMX está sujeta de manera natural a condiciones que no favorecen una adecuada ventilación de la atmósfera, aunado a la existencia de factores climáticos que afectan considerablemente la calidad del aire. Durante las últimas dos décadas se ha avanzado en el entendimiento y modelización de la contaminación atmosférica en el Valle de México, pero, aunque la calidad del aire de la región ha mejorado, aún sigue representando un grave problema para la salud de la población, la conservación de los ecosistemas y la productividad.

Entre los elementos contaminantes de preocupación ambiental se encuentran los críticos emergentes, definidos de esta forma debido a sus elevadas pérdidas disipativas al medio ambiente, siendo elementos esenciales para la fabricación de una amplia gama de tecnologías innovadoras (Dang, Filella y

Omanovic, 2021, p. 517) de gran importancia económica (Nuss y Blengini, 2018, p. 570). Recientemente, se ha mostrado que la emisión progresiva de los residuos derivados de la fabricación de dichas tecnologías tiene efectos adversos en el medio ambiente, incluyendo las redes alimentarias animales y humanas (Dang, *et al.*, 2021, p. 517).

A la fecha, la mayoría de las investigaciones realizadas en sistemas de naturación en techos han mostrado que las azoteas verdes pueden retener elementos químicos, algunos de ellos contaminantes, o bien exportarlos a través del escurrimiento pluvial. Sin embargo, la presencia de elementos críticos emergentes ha sido, en general, poco explorada.

## Desarrollo

El objetivo de este trabajo fue evaluar la carga y las tasas de exportación de elementos emergentes críticos (cromo, cobalto, litio, silicio y talio) durante 19 eventos de precipitación-escurrimiento muestreados durante el periodo junio-octubre 2019 en dos azoteas verdes extensivas (AVEs), ubicadas en el área experimental de azoteas verdes del Jardín Botá-

nico de la UNAM, al sur de la CDMX. Para ello, se seleccionaron dos AVEs de 20 años de edad, contiguas y con diferentes características: una con pendiente de 2° y profundidad de sustrato de 132 mm, en la que se han realizado modificaciones y reemplazos de especies vegetales (AVEsp), Véase Figura 1, y otra con una pendiente de 14°, profundidad de sustrato de 103 mm y con relativamente baja intervención (AVEcp), Véase Figura 2. A manera de

Figura 1.



control, una azotea común (AC) fue también seleccionada, Véase Figura 3.

La precipitación fue medida utilizando un pluviómetro automático de balancín colocado en una de las AVE a una altura de 1.30 m del sustrato. Para cuantificar el escurrimiento generado por lluvia se emplearon tanques de 1,100 L acoplados a cada azotea y dentro de cada uno de ellos se colocó un transductor de presión (limnógrafo). La precipita-

Figura 2.



Figura 3.



ción y volumen de escurrimiento se expresaron en unidades de milímetros (mm).

Las muestras de precipitación y escurrimiento fueron colectadas al día siguiente del evento de lluvia, con lo cual el drenado de las azoteas fue completo, posterior a ello fueron filtradas y almacenadas hasta su análisis. Las concentraciones de litio y silicio fueron determinadas mediante técnicas de Espectroscopía de Emisión Óptica de Plasma Inductivamente Acoplado. Este análisis se realizó en el Laboratorio de Espectroscopía Atómica del LAN-GEM (Instituto de Geología, UNAM). Por otra parte, mediante el método Espectrometría de Masas con Fuente de Plasma Inductivamente Acoplado, se determinaron las concentraciones de cromo, cobalto y talio; estos análisis se realizaron en el Laboratorio ICP-MS del Instituto de Geofísica, UNAM.

La carga de elementos críticos en la precipitación ( $\mu\text{g}/\text{m}^2$ ) se calculó multiplicando la cantidad de precipitación (mm) por la concentración de cada elemento ( $\mu\text{g}/\text{L}$ ); mientras que las tasas de exportación ( $\mu\text{g}/\text{m}^2$ ) se obtuvieron multiplicando la concentración ( $\mu\text{g}/\text{L}$ ) por el volumen de escurrimiento (mm)

y dividiendo por la superficie de cada azotea ( $AC = 19.3 \text{ m}^2$ ,  $AVE_{cp} = 36.7 \text{ m}^2$ ,  $AVE_{sp} = 32.0 \text{ m}^2$ ).

Los resultados mostraron un valor promedio de  $0.28 \mu\text{g}/\text{m}^2$  para la carga de talio en la precipitación, mientras que las tasas de exportación promedio en las azoteas fueron de  $0.17 \mu\text{g}/\text{m}^2$  en la AC, de  $0.39 \mu\text{g}/\text{m}^2$  en la  $AVE_{sp}$  y de  $0.46 \mu\text{g}/\text{m}^2$  en la  $AVE_{cp}$ . Por otra parte, el litio fue identificado únicamente en el escurrimiento de las AVE, obteniéndose una tasa de exportación de  $24 \mu\text{g}/\text{m}^2$  en ambas. La presencia de ambos elementos en el ambiente se debe, principalmente, a la introducción de nuevos materiales o sustancias químicas en el entorno urbano (Müller, Österlund, Marsalek y Viklander, 2020, p. 14).

Las tasas de exportación promedio de cromo fueron de  $3.18 \mu\text{g}/\text{m}^2$  en AC, de  $7.26 \mu\text{g}/\text{m}^2$  en la  $AVE_{sp}$  y de  $55.44 \mu\text{g}/\text{m}^2$  en la  $AVE_{cp}$ , mientras que en la precipitación se obtuvo un valor de carga de  $6.85 \mu\text{g}/\text{m}^2$ . En cuanto al cobalto, en la  $AVE_{sp}$  se obtuvo un valor de  $6.49 \mu\text{g}/\text{m}^2$ , en la  $AVE_{cp}$  de  $10.61 \mu\text{g}/\text{m}^2$  y en la AC de  $0.42 \mu\text{g}/\text{m}^2$ ; mientras que la carga en la precipitación es de  $1.08 \mu\text{g}/\text{m}^2$ . El material atmosférico depositado y retenido tempo-

ralmente en la vegetación y sustrato de las azoteas verdes, que posteriormente es movilizado por la lluvia, podría explicar las tasas de exportación encontradas de cromo y cobalto en las AVEs.

Finalmente, para el silicio se obtuvieron tasas de exportación bastante más altas en las AVEs ( $97500 \mu\text{g}/\text{m}^2$  en la  $AVE_{sp}$  y  $81690 \mu\text{g}/\text{m}^2$  en la  $AVE_{cp}$ ) en comparación con la AC ( $1850 \mu\text{g}/\text{m}^2$ ), mientras que la carga de este elemento en la precipitación fue el más bajo ( $1500 \mu\text{g}/\text{m}^2$ ). A pesar de que el silicio es considerado una materia prima crítica por su amplia utilización en la industria electrónica y computacional, es también un elemento que puede encontrarse comúnmente en los suelos (Raya-Pérez y Aguirre-Mancilla, 2012, p. 42). En este sentido, la abundancia de este elemento en el escurrimiento de las azoteas verdes se podría también explicar por la composición mineral del sustrato, como resultado de procesos de intemperismo y meteorización (Porta Casanellas, López-Acevedo Reguerín y Roquero de Laburu, 2003, p. 471).

## Conclusiones

Los resultados de este estudio mostraron que los sistemas de naturación en azoteas funcionan como receptores de contaminantes que, al ser depositados en sus superficies e inmovilizados, conlleva a una menor concentración de sustancias nocivas en el aire, lo cual es benéfico para la salud humana. Estos sistemas pueden ser empleados, además, como indicadores de contaminantes críticos atmosféricos, debido a que estos elementos fueron identificados mayoritariamente en el escurrimiento pluvial de las azoteas verdes. El hecho de que el talio, cromo, cobalto y silicio fueron detectados en el agua de lluvia a nivel traza, proporciona un indicio de su existencia y fuente de tipo antropogénica.

Este trabajo aporta nuevos conocimientos en relación a la presencia, retención y movilización de elementos emergentes críticos en la precipitación y drenaje pluvial de azoteas, abriendo un camino de oportunidades de investigación para el futuro en el corto y mediano plazo. 💧

## Bibliografía

- Dang, D.C., Filella, M. y Omanovic, D. (2021) Technology-Critical Elements: An Emerging and Vital Resource that Requires more In-depth Investigation. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 81, 517-520.
- Matus Kramer, A., Chávez Sánchez, A., Torres Mendoza, D. y Tudela Rivadeneyra, F. (2016). Estrategia de Resiliencia CDMX. Transformación adaptativa, incluyente y equitativa, Oficina de Resiliencia CDMX, Ciudad de México:
- 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, 1-18.
- Nuss, P. y Blengini, G. A. (2018). Towards better monitoring of technology critical elements in Europe: Coupling of natural and anthropogenic cycles. *Science of the Total Environment*, 569-578.
- Porta Casanellas, J., López-Acevedo Reguerín, M. y Roquero de Laburu, C. (2003). *Edafología para la agricultura y el medio ambiente* (3ª ed). Madrid, España: Ediciones Mundi Prensa.
- Raya-Pérez, J. C. y Aguirre-Mancilla, C. L. (2012). El Papel del Silicio en los Organismos y Ecosistemas. *Conciencia Tecnológica*, No. 43, Celaya, Guanajuato, México.

# CONTAMINANTES ZONÓTICO EMERGENTES EN CUERPOS DE AGUA NATURALES. EL CASO DE *BRUCELLA* SPP. CAUSAS Y EFECTOS.

J. RICARDO CRUZ-AVIÑA

BENEMÉRITA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE PUEBLA,  
FACULTAD DE MEDICINA VETERINARIA Y ZOOTECNIA,  
CENTRO DE INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS MICROBIOLÓGICAS.

ELSA I. CASTAÑEDA-ROLDÁN

BENEMÉRITA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE PUEBLA,  
CENTRO DE INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS MICROBIOLÓGICAS.

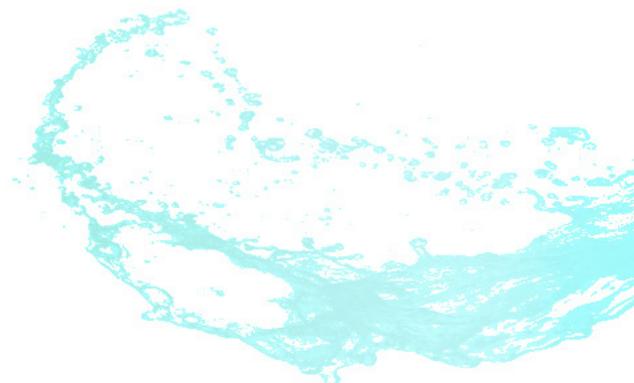
## RESUMEN

Tradicionalmente, la Brucelosis ha sido abordada desde el punto de vista zoonótico, con información sistemática que documentan la investigación *in vitro*. Sin embargo, desde hace algunos años se ha propuesto su búsqueda y aislamiento en sistemas naturales y hoy se conoce que la *Brucella* spp. en México es capaz de sobrevivir en aire, suelo, agua estancada, agua marina y lagos cráter. La brucelosis es una problemática de gran complejidad ambiental, que involucra aspectos sociales, económicos, veterinarios y de salud pública, en lo que se conoce como “una sola salud”. En este contexto, *Brucella*

ha encontrado las condiciones socio-ambientales óptimas para permanecer en los ecosistemas acuáticos naturales con carácter emergente-reemergente y causar problemas potenciales por contaminación zoonótica en fauna, humanos y alimentos, produciendo pérdidas económicas y derivando en padecimientos crónicos severos que provocan efectos deletéreos en la calidad de vida.

## INTRODUCCIÓN

El incremento de la temperatura en el planeta conduce a un aumento gradual de calor en los océanos,



ríos y lagos, lo que, a su vez, tiene consecuencias en la salud humana. Se estima que a lo largo del siglo XX la temperatura media de la superficie del océano aumentó, en promedio, un 0.7 °C y la tendencia es que dicha elevación será continua y progresiva a lo largo del siglo XXI. Este incremento térmico favorece un cambio en el patrón geográfico de algunas enfermedades terrestres o de aguas naturales en los continentes. A este respecto conviene destacar el caso del cólera y el fenómeno de la marea roja, la malaria y el dengue (Vázquez-Martínez *et al.*, 2013, p.1099). El agua, esencial para los animales, incluido el hombre, frecuentemente actúa como vehículo de transmisión de microorganismos. La materia fecal y otras fuentes de infección de tipo zoonótica, por ejemplo, pueden accidentalmente alcanzar una fuente de abastecimiento, siendo la forma más común para su ingreso a los sistemas acuáticos.

Por su parte, la brucelosis es una enfermedad infecciosa, producida por microorganismos del género *Brucella*. A pesar de los esfuerzos para controlarla y erradicarla, esta zoonosis es la más importante a nivel mundial. Su persistencia se puede

atribuir a la diversidad en el género, a la variedad y distribución geográfica de los animales sensibles a su sobrevivencia y mecanismos de transporte de un hospedero a otro. *Brucella* spp. está cambiando su ecología, pasando hacia ecosistemas acuáticos (Pappas, 2010, p. 9; Seleem *et al.*, 2010, p. 393; Pappas *et al.*, 2006, p.93), dando como resultado el salto hacia nuevos nichos taxonómicos con poblaciones en alto riesgo por la exposición, por ejemplo; peces y anfibios (Cruz-Aviña *et al.*, 2020, p.164, Cruz Aviña *et al.*, 2021, p.4805), así como cetáceos y pinnípedos (Maratea *et al.*, 2003, p.257; Nymo, 2011, p.5). Del mismo modo, *Brucella* en México ha sido aislada en agua marina (Ramos-Ramírez, *et al.*, 2020, p.3565), en agua estancada (Castañeda *et al.*, 2005, p.5) y en lagos cráter (Ramos *et al.*, 2020, p.3566; Cruz Aviña *et al.*, 2021, p. 5002).

## CAUSAS

Al borde de estos cuerpos de agua (lagos cráter), existen poblaciones rurales que fluctúan entre los 200-500 habitantes (Alcocer-Bernal, 2019, p.50) y, en algunos de ellos, se observa descarga directa

de agua residual sin tratamiento (Alcocer-Bernal, 2019, p.10) o desbordamiento de sistemas sépticos defectuosos (Can-Chulim *et al.*, 2011, p.190). También ocurre por heces fecales directas del ganado caprino u otros animales de compañía, así como material biológico, mortinatos, entre otros (Cruz-Aviña *et al.*, 2017, p. 130), así como por la formación de aluviones que, por la condición endorreica de estos embalses y su suelo cinerítico, facilitan su deflación (Gasca, 1981, p.55). Igualmente se ha documentado la formación de bioaerosoles derivados de los procesos de producción de una empresa transnacional porcícola, con más de 56 unidades de producción de alto impacto ambiental (Rojas y Vázquez, 2016 p.1423; Sales, 2014, p. 20).

## EFFECTOS

Con frecuencia, cada especie de *Brucella* está asociada con determinados huéspedes (tropismo), incluidos el humano (Pappas, 2010, p.10), cuando esto sucede, se habla de una zoonosis (OMS, 2012, p.60). Una respuesta a este fenómeno puede tener una explicación evolutiva y filogenética (Moreno y

Moriyón, 2002, p. 2010). *B. abortus* generalmente causa brucelosis en el ganado bovino, visón (*Mustela lutreola*) y el búfalo. *B. melitensis* es la especie más importante en ovejas y cabras, pero *B. ovis* también puede causar infertilidad en los carneros. *B. canis* causa enfermedad casi exclusivamente en perros. *B. neotomae* se encuentra en roedores, pero no se ha vinculado con la enfermedad en humanos u otros animales. *B. suis* presenta cepas más diversas que otras especies de *Brucella* y afecta a los cerdos (Pappas, 2010, p.11). *Brucella* es también una bacteria intracelular facultativa, sensible a la luz del sol, la radiación ionizante y, moderadamente, al calor. Es destruida por la cocción y la pasteurización, pero es resistente al frío y la desecación, lo que le permite mantenerse estable y facilitar su transmisión en forma de aerosol al medio ambiente (Al Dahouk *et al.*, 2007, p.138). Puede sobrevivir por más de 2 meses en productos lácteos, como el queso fresco, y hasta 6 semanas en polvo seco contaminado, mismo tiempo en secreciones vaginales o tejidos placentarios y fecales. La prevalencia global de la brucelosis en el ser humano es desconocida, debido a la impre-

cisión del diagnóstico y a la inadecuada comunicación a los sistemas de vigilancia epidemiológica en muchos países (Azpiri *et al.*, 2000, p. 224)

En este sentido, se suman y sinergizan los estilos de vida de los actores sociales, su estatus económico, así como los enfoques de la biogeografía y la evolución de este microorganismo y su diversificación hacia nuevos nichos en sistemas acuáticos continentales. La brucelosis, conocida como zoonosis, inicia cuando los hospederos animales excretan gran cantidad de bacterias junto con los tejidos y productos biológicos infecciosos, principalmente en el suelo de los corrales, la paja de las camas, el agua de arroyos, canales y pozos. *Brucella* spp. es excretada en la leche, por lo que el humano adquiere la enfermedad a través de productos lácteos no controlados, también se adquiere la infección al inhalar polvo o pelo contaminado. *Brucella* spp. posee afinidad por todos los órganos en el humano, causando una inflamación granulomatosa. La enfermedad comienza con síntomas agudos y una condición febril prolongada, derivando en otras enfermedades como endocarditis, meningitis aguda y crónica,

brucelosis genitourinaria, neurobrucelosis, uveítis y brucelosis ocular, entre otras, por lo que aún no existen vacunas viables.

## CONCLUSIONES

La existencia de relaciones epidemiológicas entre las enfermedades de los humanos, animales domésticos y las que afectan a las especies silvestres es un hecho bien establecido. En el caso concreto de la brucelosis, el aislamiento y sobrevivencia de *Brucella* en cuerpos de agua naturales también podría explicarse con base en la expresión de acuaporinas en este género, las que han demostrado tener un papel en su fisiología. Por otra parte, el problema de la prevalencia y de alta endemicidad de brucelosis en algunas zonas del país como factor de riesgo es un problema actual, con diferentes aristas multifactoriales en las que intervienen los factores sociales, ambientales y las malas prácticas agropecuarias derivadas de inadecuadas políticas públicas, mismas que han infravalorado a esta enfermedad, considerándosele un sinónimo de la marginación y subdesarrollo.

En los últimos años se ha hecho énfasis en que el mundo se encuentra ante una crisis del agua. ¿Qué significa esto? Y si reconocemos que esta crisis existe, ¿qué forma reviste y a quiénes afecta? y, sobre todo, ¿qué se puede hacer para revertir sus efectos? En este estudio se intenta responder a algunas de estas preguntas donde la contaminación zoonótica emergente por bacterias del género *Brucella* es resultado de una problemática socioambiental compleja y de una crisis civilizatoria, que redundará también en una crisis local del agua. El presente estudio y su investigación colateral abren un nuevo ciclo de incertidumbre en el contexto del conocimiento del género en zonas de alta prevalencia y en donde *Brucella* surge de manera reemergente y continua, no solo como zoonosis, sino al estar presente en animales de traspatio, en población humana rural y urbana, en suelo, en alimentos y agua natural y de uso pecuario, aun a pesar de la implementación de la normatividad de prevención NOM para humanos y animales, así como de los programas de vacunación y revacunación animal con las cepas S19 y RB51. ♦

## BIBLIOGRAFÍA

- Adell Sales, E. (2014). *Material particulado y bioaerosoles en el aire de granjas de aves y conejos: cuantificación, caracterización y medidas de reducción* (Doctoral dissertation, Universitat Politècnica de València).
- Alcocer, J., & Bernal-Brooks, F. W. (2019). Physical and Chemical Characterization of Inland Waters. In *Mexican Aquatic Environments* (pp. 1-41). Springer, Cham.
- Alcocer, J., & Bernal-Brooks, F. W. (2010). Limnology in Mexico. *Hydrobiologia*, 644(1), 1-54.
- Al Dahouk, S., Le Flèche, P., Nöckler, K., Jacques, I., Grayon, M., Scholz, H. C., & Neubauer, H. (2007). Evaluation of *Brucella* MLVA typing for human brucellosis. *Journal of microbiological methods*, 69(1), 137-145.
- Azpíri, G. S., Maldonado, F. G., & González, G. C. (2000). La importancia del estudio de enfermedades en la conservación de fauna silvestre. *Veterinaria México*, 31(3), 223-230.
- Bolívar, G. M., I. A. J. Pitre & D. A. Correa. 2017. Cuantificación de coliformes totales en estuario del río ranchería. *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial* 15 (2): 23-29.

- Can-Chulim, Á., Ortega-Escobar, H. M., García-Calderón, N. E., Reyes-Ortigoza, A. L., González-Hernández, V., & Flores-Román, D. (2011). Origen y calidad del agua subterránea en la Cuenca Oriental de México. *Terra Latinoamericana*, 29(2), 189-200.
- Castañeda-Roldán E. I, F. Avelino, F., A. Espinosa, E. Chávez. 2005. Determinación de *Brucella melitensis* en una red, agua residual, agua de lluvia, suelo de una comunidad de alta morbilidad en el estado de Puebla. *Enfermedades Infecciosas y Microbiología* 25: 4-15.
- Cruz-Aviña, J. R., Frometa, A. E. N., Roldán, E. I. C., Díaz-Larrea, J., Núñez-García, L. G., & Cabrera, R. (2021). Detección y Aislamiento de *Brucella* spp., en lagos Maars, Puebla, México. *Brazilian Journal of Animal and Environmental Research*, 4(4), 5001-5016
- Cruz-Aviña, J. R., Díaz-Larrea, J., Núñez-García, L. G., & Cabrera, R. (2021). *Ambystoma velaci* (Dugès, 1888) Amphibians is a new reservoir of *Brucella* sp.( $\alpha$ -Proteobacteria). *Brazilian Journal of Animal and Environmental Research*, 4(3), 4804-4819.
- Cruz-Aviña, J. R., Castañeda-Roldan, E. I., Álvarez-González, C. A., Nieves-Rodríguez, K. N., & Peña-Marín, E. S. (2020). Aislamiento de *Brucella melitensis* en el charal *Poblana letholepis* (Atheriniformes: Atherinopsidae) del Lago Cráter La Preciosa en el Centro de México. *Hidrobiológica*, 30(2), 163-171.
- Cruz-Aviña, J. R., Castañeda-Roldán, E. I., & Silva-Gómez, S. E. La problemática ambiental de la región de los Axalapas de Puebla: Erosión, pobreza, enfermedades, biodiversidad, etnocultura pag 129-150. En: *El Desarrollo Sustentable, Desafíos y Oportunidades* Rodríguez-Herrera A., Oliver-Salome B. López-Velazco R., Coordinadores, Editorial Plaza y Valdés, Mexico, 256pp.
- Gasca D. A. 1981. Génesis de los lagos-cráter de la Cuenca de Oriental. Colección. Científica de. Prehistoria. 57pp
- Maratea, J., Ewalt, D. R., Frasca, S., Dunn, J. L., De Guise, S., Szkudlarek, L., ... & French, R. A. (2003). Evidence of *Brucella* sp. infection in marine mammals stranded along the coast of southern New England. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*, 34(3), 256-261.
- Moreno, E., Cloeckert, A., & Moriyón, I. (2002). *Brucella* evolution and taxonomy. *Veterinary microbiology*, 90(1-4), 209-227.

Nymo, I. H., Tryland, M., & Godfroid, J. (2011). A review of *Brucella* infection in marine mammals, with special emphasis on *Brucella pinnipedialis* in the hooded seal (*Cystophora cristata*). *Veterinary research*, 42(1), 1-14.

Vázquez-Martínez, M. G., Rodríguez-Meneses, A., Rodríguez, A. D., & Rodríguez, M. H. (2013). Lethal effects of *Gliocladium virens*, *Beauveria bassiana* and *Metarhizium anisopliae* on the malaria vector *Anopheles albimanus* (Diptera: Culicidae). *Biocontrol Science and Technology*, 23(9), 1098-1109.

Organización Mundial de la Salud. OMS. Brucelosis 2009, 2011,2012

Pappas, G. (2010). The changing *Brucella* ecology: novel reservoirs, new threats. *International journal of antimicrobial agents*, 36, S8-S11.

Pappas, G., Papadimitriou, P., Akritidis, N., Christou, L., & Tsianos, E. V. (2006). The new global map of human brucellosis. *The Lancet infectious diseases*, 6(2), 91-99.

Ramos-Ramírez, L. D. C., Saldaña-Ahuactzi, Z., Morales-Lara, L., Martínez-Laguna, Y., & Castañeda-Roldán, E. I. (2020). Isolation and Identification of Two *Brucella* Species from a Volcanic Lake in Mexico. *Current Microbiology*, 77(11), 3565-3572.

Rojas, J. L. R., & Vázquez, Y. R. Análisis de las estrategias de responsabilidad social que aplica una empresa de carácter global: Granjas Carroll de México. 1423-1453.

Seleem, M. N., Boyle, S. M., & Sriranganathan, N. (2010). Brucellosis: a re-emerging zoonosis. *Veterinary Microbiology*, 140(3-4), 392-398.

# ADSORCIÓN DE CONTAMINANTES EMERGENTES EN AGUA CONTAMINADA POR MEDIO DE CARBÓN ACTIVADO

YOSIMARA HINOJOSA ÁNGELES  
CÉSAR GONZÁLEZ GUERRERO  
LEYDI RUBI PÉREZ VERA  
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES DE ACATLÁN.

## Resumen

Los Contaminantes Emergentes (CE) son compuestos de distinto origen y naturaleza química que se encuentran presentes en el medio ambiente con contacto directo con flora y fauna acuática. Al no estar controlados por medio de normas, probablemente puedan entrar en contacto con el ser humano y convertirse en un problema de salud pública. El objetivo de este trabajo es evaluar un método de remoción de CE mediante carbón activado para remover restos de medicamentos de agua potable. Se evaluó la capacidad de adsorción del carbón activado mediante un diseño experimental que contempló tres proporciones y dos tiempos de

análisis. La identificación y cuantificación se llevó a cabo mediante HPLC Uv-Vis. Los resultados obtenidos después del tratamiento con carbón activado demuestran ser prometedores para la remoción de estos contaminantes, posiblemente incorporándolos a filtros de tratamiento hídrico, por lo que se recomienda continuar su estudio.

## INTRODUCCIÓN

La mayoría de los CE no cuentan con información disponible al respecto de la incidencia, la contribución de riesgo ni los datos ecotoxicológicos, por lo

que es difícil predecir sus efectos en organismos acuáticos y seres humanos. (Bravo, 2009, pp. 100-102)

La principal fuente de entrada de estos compuestos en el medio ambiente **son las aguas residuales y su escaso tratamiento, aunque también cabe destacar el papel de la agricultura y ganadería como fuentes de contaminación difusa de pesticidas y antibióticos, respectivamente** (L. Damia Barceló, s.f., pp. 1-2) (García Gómez, 2011, pp. 96-105).

A partir de principios de la década de los 90, el tema de los fármacos en el medio ambiente ha cobrado mayor fuerza, como demuestran los numerosos artículos publicados desde entonces, los cuales han despertado un gran interés científico y social, tal y como ocurrió en España tras la publicación en la prensa de algunos de los resultados obtenidos por el equipo de investigación del Dr. Barceló: El Periódico, 2005.

Entre los fármacos más prescritos en medicina humana destacan los analgésicos/antiinflamatorios, como el ibuprofeno y el diclofenaco; los antiepilépticos, como la carbamazepina; los antibióticos, como la

amoxicilina y el sulfametoxazol; y los  $\beta$ -bloqueantes, como el metoprolol (Bravo, 2009).

### Efectos de los contaminantes emergentes

Los compuestos emergentes presentan efectos significativos que alteran al sistema endocrino y bloquean o perturban las funciones hormonales, ello, a su vez, afecta la salud de los seres humanos y de especies animales, aun cuando se encuentran en bajas concentraciones (Gil, 2012, pp. 52-73).

### Tratamientos fisicoquímicos

Dentro de los tratamientos que han sido probados para la remediación de esta agua contaminada, se ha probado la oxidación, que se considera como un buen tratamiento para restos de fármacos, con la utilización de cloro u ozono, sin embargo, se debe tener especial cuidado ya que se pueden generar bioproductos de efectos desconocidos. El ozono puede reaccionar con compuestos orgánicos, en especial aquellos insaturados o que tienen anillos aromáticos o heteroátomos. Además, los procedi-

mientos avanzados de oxidación pueden resultar costosos (Rodríguez, 2017, p. 9)

La adsorción es un proceso que tiene como ventaja ser económicamente más viable que otros procedimientos, además de que puede ser utilizado como tratamiento de compuestos orgánicos. Se ha encontrado que su efectividad de remoción es específica para algunos CE y que el costo de regeneración es alto. Se han utilizado materiales como carbón activado, resina carbonácea, zeolitas con contenidos altos de sílice, nanotubos de carbono, entre otros materiales (Rodríguez, 2017).

Así, se realiza una evaluación del carbón activado como posible material adsorbente en la remoción de restos de Ácido salicílico, Ketoprofeno, Naproxeno, Diclofenaco e Ibuprofeno de agua contaminada.

Los objetivos del trabajo se centraron en evaluar la presencia y cuantificación de contaminantes emergentes en agua contaminada mediante el desarrollo de un método cromatográfico, así como desarrollo de un método de remoción de mediante tres tipos de carbón activado.

## DESARROLLO

### Material y equipos

Para la identificación y cuantificación de los analgésicos se utilizó el Cromatógrafo de Líquidos Perkin Elmer Series 200 con detector UV-Vis.

### Reactivos y soluciones

Los medicamentos que fueron empleados para este experimento fueron: Ácido acetilsalicílico, Ketoprofeno, Naproxeno, Diclofenaco e Ibuprofeno marca Sigma Alcrich. Se utilizó agua desionizada Milli Q y Metanol (MetOH) grado cromatográfico marca Teqsiquim.

### Diseño experimental

Se diseñó un experimento con base en tres tamaños de carbón activado: Carbón Malla 200, Carbón Granular malla 4 y Carbón Granular Malla 100. Se pesaron en tubos de centrifuga 0.05, 0.25 y 0.5 g de cada tipo de carbón activado, después, se adicionaron 5 mL de agua desionizada. Posteriormente, se fortificó con 2 mg/L de cada uno de los analitos y se agitaron los tubos durante 2 minutos en un vortex. En seguida, se cen-

trifugaron durante 3 minutos a 4,000 rpm y se dejaron reposar durante 5 y 15 minutos. Transcurrido el tiempo de reposo, se tomaron 2 mL de sobrenadante de cada tubo y se filtraron con un micro filtro de 45  $\mu\text{m}$  de poro, depositando la muestra filtrada de cada tubo en un vial para cromatógrafo. Se analizaron en el cromatógrafo de líquidos de acuerdo a las siguientes condiciones del método: columna SPHERI-5 RP-18, de 250 x 4.6 mm, fase móvil Agua:Metanol 30:70 ajustado a pH3 y longitud de onda 230 nm.

## Resultados y discusión

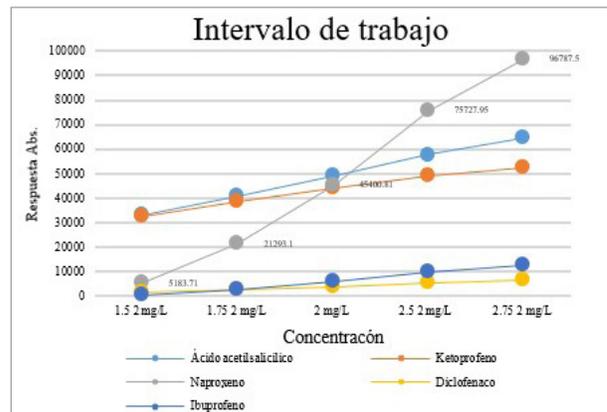
En la figura 1 se representa el intervalo de trabajo con el que se analizaron las muestras para su identificación y cuantificación. La figura 2 muestra el cromatograma de la mezcla de analitos y su respuesta específica, así como su tiempo de retención (Ver Figura. 1).

Los resultados obtenidos para el tratamiento con carbón activado malla 200 indican que, para todos los contaminantes, excepto el Ácido acetilsalicílico, la remoción máxima se puede realizar con la proporción mínima de carbón (0.05%) y el tiempo de contacto mínimo (5 min) (Ver Tabla 1).

En la tabla 2 se observa que la remoción total de los contaminantes mediante carbón activado granular se obtiene en las proporciones de adsorbente de 0.25 y 0.5 g, a partir de los 5 minutos. (Ver tabla 2)

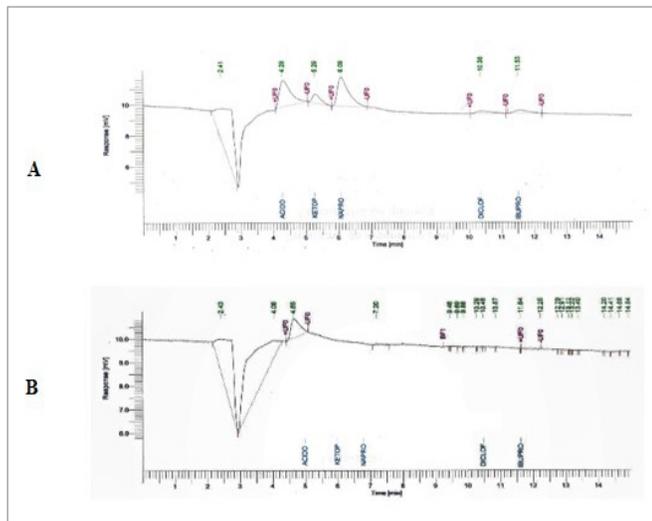
En la tabla 3 se presentan los resultados de la remoción total de la mayoría de los contaminantes mediante carbón activado granular malla 100, que se obtiene en las proporciones de 0.25 y 0.5 g después de los 15 minutos. Véase Figura 1

Figura 1. Intervalo de trabajo para la respuesta de absorbancia de los analitos.



Véase Figura 2

Figura 2. Identificación de analitos A) y su tiempo de retención B).



Véase Tabla 1  
 Véase Tabla 2  
 Véase Tabla 3

Tabla 1. Porcentaje de remoción de Carbón activado Malla 200.

Analito	Carbón Malla 200					
	5 Min			15 min		
	%Rem 0.05	%Rem 0.25	%Rem 0.5	%Rem 0.05	%Rem 0.25	%Rem 0.5
Ácido acetilsalicílico	43.64998	61.80803	25.15861	24.01198	23.45239	13.97433
Ketoprofeno	100	100	100	100	100	100
Naproxeno	100	100	100	100	100	100
Diclofenaco	100	100	100	100	100	100
Ibuprofeno	100	100	100	100	100	100

Tabla 2. Porcentaje de remoción de Carbón activado granular malla 4.

Analito	Carbón Granular Malla 4					
	5 Min			15 min		
	%Rem 0.05	%Rem 0.25	%Rem 0.5	%Rem 0.05	%Rem 0.25	%Rem 0.5
Ácido acetilsalicílico	66.68145	100	100	82.19833	100	100
Ketoprofeno	65.83493	100	100	75.0115	100	100
Naproxeno	75.04515	100	100	79.72032	100	100
Diclofenaco	100	100	100	100	100	100
Ibuprofeno	61.02886	100	100	97.04854	100	100

Tabla 3. Porcentaje de remoción de Carbón activado granular malla 100.

Analito	Carbón Granular Malla 100					
	5 Min			15 min		
	%Rem 0.05	%Rem 0.25	%Rem 0.5	%Rem 0.05	%Rem 0.25	%Rem 0.5
Ácido acetilsalicílico	94.30239	100	100	94.33645	100	100
Ketoprofeno	59.14989	69.23237	78.76005	71.5436	100	100
Naproxeno	87.01426	100	100	100	100	100
Diclofenaco	100	100	100	100	100	100
Ibuprofeno	100	100	100	100	100	100

## Conclusiones

La metodología de tratamiento de agua contaminada con residuos de CE mediante carbón activado demuestran ser prometedores para disminuir los niveles de concentración de restos de medicamentos, sin importar el tamaño de malla, ya que en cortos tiempos de tratamiento, todos presentan buenos porcentajes de remoción, por lo que se recomienda continuar su estudio e incluir al adsorbente como una alternativa en la línea de tratamiento de agua potable que pudiera estar contaminada y en agua residual tratada. 💧

## Referencias

Barceló, L. D. & López de Alda, M. J., s.f. *Contaminación y calidad química del agua: el problema de los contaminantes emergentes*, Barcelona: s.n.

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

García Gómez, C., Gortáres Moroyoqui, P. & Drogué, P., 10, agosto 2011. Contaminantes emergentes: efectos y tratamientos de remoción. *Química Viva*, p. 96 a 105.

Gil, M., Soto, M., Usma, J. & Gutiérrez, O., 2012. Contaminantes emergentes en aguas, efectos y posibles tratamientos. *Producción mas limpia*, pp. 52-73.

Quesada Rodríguez, J. M., 2017. *Evaluación de la metodología de tratamiento por adsorción con piedra pómez para un contaminante orgánico emergente en aguas residuales*, Cartago: s.n.

# CONTAMINANTES EMERGENTES Y SU RELACIÓN CON EL AMBIENTE

MANUEL AARÓN GAYOSSO MORALES

BRENDA KAREN GONZÁLEZ PÉREZ

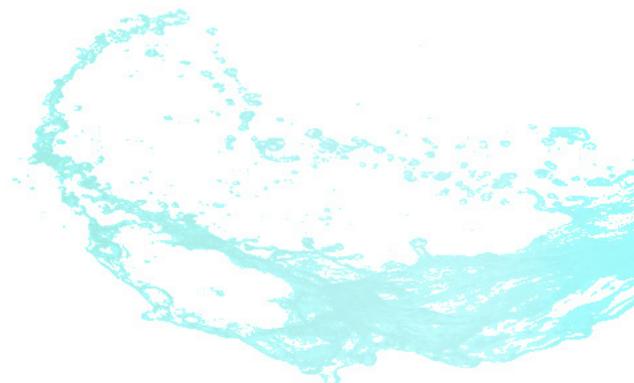
UNIVERSIDAD TECNOLÓGICA DE LA  
ZONA METROPOLITANA DEL VALLE DE MÉXICO, UTVAM.

## Resumen

La presencia de los contaminantes emergentes en el ambiente acuático ha incrementado y, con ello, la preocupación entre la comunidad científica y la población. Existe poca información sobre su impacto en el ambiente y, sobre todo, el efecto toxicológico que puede tener sobre organismos no objetivo. Así, el enfoque del trabajo es revisar la información que disponible en literatura, así como un análisis e interpretación de la misma, visualizando las brechas en la investigación.

## Introducción

Los contaminantes emergentes se definen como todo tipo de contaminante cuya presencia en el ambiente es ajeno o desconocido, generalmente químicos orgánicos sintéticos (US EPA, 2021). Sin embargo, debido a su reciente detección, se ha generado una gran preocupación en la comunidad científica, ya que no se conocen los efectos ecotoxicológicos que pueden llegar a tener en el ambiente (Cunha et al. 2020: 213). Debido a que no son considerados como contaminantes prioritarios, como lo son los metales pesados, hidrocarburos o



gases de efecto invernadero, generalmente se toman en cuenta en lineamientos ambientales.

El incremento en la preocupación radica en que no existe suficiente información sobre el impacto en los organismos no objetivo, los cuales no deberían tener contacto directo e indirecto con estos compuestos. Respecto a la situación, algunos autores han reportado que, incluso cantidades ínfimas, pueden resultar perjudiciales y afectar adversamente a los organismos (González-Pérez et al. 2021: 1).

### DetECCIÓN EN EL AMBIENTE

Gracias al descubrimiento de nuevas tecnologías analíticas se ha logrado detectar la presencia de este tipo de contaminantes para su estudio y reconocimiento en diversos ambientes (Ebele et al., 2017: 1). Es importante considerar la gran cantidad de contaminantes emergentes que ingresan a los afluentes, debido a que no existen límites permisibles sobre sus descargas en ambientes acuáticos. Sin embargo, diversos autores han detectado su presencia en aguas residuales, ríos, aguas superficiales y subterráneas, donde, por lo general, se descargan

aguas domésticas, con o sin un tratamiento preliminar (Vargas Berrones et al., 2020: 1).

### Plantas de tratamiento de aguas residuales

Millones de litros de aguas residuales son vertidos en cuerpos de agua, incluso sin un tratamiento previo, por lo que existe un impacto sobre los organismos acuáticos. Una de las desventajas en los estudios respecto al tema es que no se tiene un inventario de la gran mayoría de los compuestos químicos presentes en una muestra ambiental. Asimismo, no se cuenta con la capacidad de detectar los contaminantes en sistemas acuáticos, principalmente debido a las altas tasas de transformación en otras formas químicas, formando metabolitos secundarios que suelen ser más tóxicos que el compuesto original. Por otra parte, algunos contaminantes pueden tener un alto nivel de remoción y pueden degradarse con el contacto a la luz o al mezclarse con otras sustancias, presentando un efecto antagonista o sinérgico. Los efectos sinérgicos de un contaminante emergente dependen de la presencia de otros contaminantes en el ambiente en forma de mezcla que, a su vez,

potencializan su actividad tóxica, mientras que el efecto antagónico suprime la acción del otro contaminante con el cual se encuentra en contacto.

Originalmente, las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTARs) fueron diseñadas para poder eliminar la cantidad de nutrientes en los efluentes, sin embargo, se han incrementado tanto la cantidad de desechos que contienen nutrientes como la presencia de contaminantes emergentes, por lo cual no es posible dar un único tratamiento que elimine la presencia total de los mismos. Los tratamientos convencionales empleados en las PTARs no logran eliminar en su totalidad la variedad de contaminantes que entran en los afluentes. Por tal motivo, incluso aún después de pasar por un tratamiento previo, las descargas de efluentes en ambientes acuáticos contienen una cantidad considerablemente significativa de contaminantes emergentes.

### Posibles efectos

La presencia y liberación de estos contaminantes en el ambiente acuático son de especial preocupación, ya que pueden generar una fuerte amenaza

causando efectos adversos a la ecología y la salud humana. Se conoce que pueden generar efectos tóxicos agudos y crónicos, sin embargo, esto dependerá de los organismos y contaminantes que sean estudiados, ya que suelen ser especie-específico. Diversos autores han evaluado los efectos tóxicos de contaminantes emergentes en diversos organismos y han observado que no siempre obtienen la misma respuesta. Por otra parte, a nivel crónico, se han observado efectos adversos como alteraciones en el sistema endócrino, daño genético y embrionario, así como generación de resistencia a antibióticos; es decir, la comunidad bacteriana, al estar en contacto de manera crónica a concentraciones bajas de antibióticos en el ambiente acuático, generará una mayor capacidad de resistencia a los efectos de un antibiótico comúnmente utilizado por la población.

### Legislación

El incremento de los contaminantes emergentes está ligado al aumento de la población y su demanda. Tan solo en el 2017, la División de la *American Chemical Society*, a través del *Chemical Abstracts Service*

(CAS) registró 100 millones de sustancias químicas, de las cuales al menos la mitad son presuntos contaminantes emergentes; esto sin contar que a diario se registran alrededor de 4 mil sustancias emergentes en Estados Unidos. Uno de los casos más emblemáticos es el consumo y desecho inapropiado de medicamentos. Por otra parte, la demanda de productos de plástico ha provocado la detección continua de microplásticos en ambientes acuáticos.

A nivel mundial, dependiendo de cada país, se utilizan diferentes parámetros para la evaluación de la calidad de agua, sin embargo, y muy a menudo, no se incluye la presencia de contaminantes emergentes. Por otra parte, generalmente no existe información disponible para la consulta pública referente a los datos de este tipo de contaminantes, sobre todo respecto a sus propiedades, características, metabolitos secundarios y efectos conocidos. A pesar de que en varios países se tiene más información respecto a la presencia de estos contaminantes, la regulación sigue teniendo una brecha significativa. Esta falta de regulación está íntimamente rela-

cionada con el desconocimiento de los efectos que pueden generar.

México no cuenta con lineamientos específicos que contemplen la presencia de contaminantes emergentes en el ambiente o una ley que controle o determine los límites máximos permisibles de estas sustancias en sistemas acuáticos. Sin embargo, existen Normas Oficiales Mexicanas que consideran presencia y descarga de otros contaminantes en el ambiente. Por ejemplo, la Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021 establece límites máximos permisibles de otro tipo de contaminantes provenientes de diversas fuentes de descargas de aguas residuales a cuerpos receptores. Dentro de éstos incluye la presencia de desechos de industrias farmacéuticas, producción de plásticos, jabones, detergentes y a su vez, contempla variables físicas y químicas, así como metales pesados y cianuros. Por otra parte, en el país, el agua superficial y subterránea debe cumplir con parámetros físicos, químicos y biológicos que han sido establecidos por la ley para poder ser consideradas como adecuadas para el consumo humano. A pesar de este establecimiento,

los estándares no comprenden la presencia y/o descarga de microcontaminantes orgánicos; tales como las sustancias activas de los fármacos, productos de cuidado personal, plastificantes, entre otras sustancias que se consumen de manera cotidiana y sus subproductos.

### Consideraciones finales

Dada la situación actual de los contaminantes emergentes a nivel mundial, es necesario incrementar el conocimiento sobre su origen, su transformación y los efectos que pueden generar en los ambientes acuáticos. La mayoría de estos contaminantes tiene como destino final los cuerpos de agua y, de esta manera, entran en contacto directo con los organismos acuáticos o, incluso, con los seres humanos. Contar con esta información apoyaría en el proceso de generación de nuevas propuestas referente a los mecanismos de tratamiento del agua, garantizando una calidad idónea, sin efectos para la salud humana y de los organismos acuáticos.

Es necesario proponer y establecer programas de monitoreo, así como herramientas eficaces y de

bajo costo que evalúen los riesgos de este tipo de contaminantes en ambientes acuáticos. Al respecto, no solo las autoridades correspondientes o la comunidad científica tienen la obligación de determinar acciones prioritarias para la prevención y control de la presencia de estos contaminantes, sino también la de asignar recursos para las investigaciones actuales y futuras de los mismos. Las investigaciones actuales deben contemplar la información ambientalmente relevante, así como experimentos en laboratorio en donde se incluya la presencia de contaminantes emergentes por separado y en forma de mezcla, de manera aguda, crónica e, incluso, a través de generaciones. Esto, a su vez, permitirá contar con los elementos suficientes para el diseño y establecimiento de políticas que incluyan la gestión sostenible de los recursos hídricos. ♦

## Bibliografía

Cunha, D. L., Muylaert, S., Nascimento, M. T., Felix, L. C., Gomes, G., Bila, D. M. y Fonseca, E. M. (2020). Occurrence of emerging contaminants and analysis of oestrogenic activity in the water and sediments from two coastal lagoons in south-eastern Brazil. *Marine and Freshwater Research*, 72(2) 213-227.

Ebele, A. J., Abdallah, M. A. E., Harrad, S. (2017). Pharmaceuticals and Personal Care Products (PPCPs) in the Freshwater Aquatic Environment. *Emerging Contaminants*, 3, 1-16.

González-Pérez B. K., Sarma, S.S.S., Castellanos-Páez, M. E., Nandini, S. (2021). Effects of the endocrine disruptor 4-nonylphenol on the demography of rotifers *Platyonus patulus* and *Brachionus havanaensis*: a multigenerational study. *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng*, 11:1-10.

US EPA (2021), Emerging Contaminants and Federal Facility Contaminants of Concern, <https://www.epa.gov/fedfac/emerging-contaminants-and-federal-facility-contaminants-concern#tab-1>

Vargas-Berrones, K., de León-Martínez, L. D., Bernal-Jácome, L., Rodríguez-Aguilar, M., Ávila-Galarza, A., Flores-Ramírez, R. (2020). Rapid Analysis of 4-Nonylphenol by Solid Phase Microextraction in Water Samples. *Talanta*, 209, 120546.

# DE LOS MACRO A LOS MICROPLÁSTICOS: UN CONTAMINANTE EMERGENTE

BELEM ANAHY ESTRELLA JORDAN  
CLARA IVONNE RUIZ REYES  
FABIOLA LANGO REYNOSO  
MARÍA DEL REFUGIO CASTAÑEDA CHÁVEZ

TECNOLOGICO NACIONAL DE MÉXICO / INSTITUTO TECNOLÓGICO DE BOCA DEL RIO

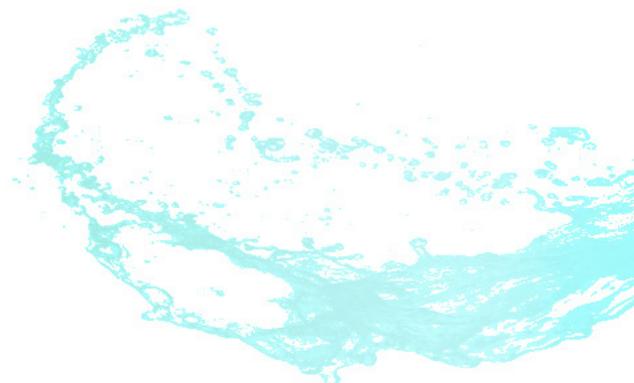
## Resumen

Los materiales plásticos son ideales para un sin fin de aplicaciones, pero su uso intensivo ha ocasionado su acumulación en el ambiente y ello, a su vez, genera diversos impactos negativos para los ecosistemas, principalmente los acuáticos, convirtiéndose en un tema de preocupación a nivel mundial. Debido a la deficiente gestión de los residuos, su persistencia en el ambiente y el uso de malas prácticas, los plásticos se encuentran en todo el planeta. A pesar de su resistencia, este material es sometido a diversos mecanismos físicos, químicos y biológicos que lo fragmentan y dan lugar a los microplásticos.

Éstos son considerados como contaminantes emergentes, por lo tanto, este texto tiene como objetivo explorar la afectación de estos contaminantes a los ecosistemas acuáticos.

## Introducción

De acuerdo con la Organización de las Naciones Unidas (2021), el 85 % de los residuos que llegan a los océanos son plástico y gran parte de éstos corresponde a artículos de un solo uso, como bolsas, vasos, botellas, entre otros. Generalmente están constituidos por diferentes polímeros; los más utili-



zados son el polietileno de alta densidad (HDPE), polietileno de baja densidad (LDPE), poliestireno (PS), policloruro de vinilo (PVC), polipropileno y polietileno tereftalato (PET).

Los residuos plásticos son contaminantes ampliamente distribuidos en el ambiente, su resistencia a la degradación es un factor importante para su movilidad a través de las diferentes esferas ambientales, por lo que es posible encontrarlos casi en cualquier parte. De acuerdo con su tamaño pueden clasificarse en: macrolásticos, que van de 2.5 cm a 1 m; mesoplásticos, 5 mm a 2.5 cm; y microplásticos, que son aquellos que tienen una medida de 1 a 5 mm (Castañeta *et al.*, 2020, p. 162). Los microplásticos, a su vez, se clasifican en primarios y secundarios. Los primarios son aquellos que se fabrican de manera intencional de ese tamaño para su aplicación, por ejemplo, en cosméticos, exfoliantes, pastas de dientes y jabones; por su parte, los secundarios se derivan de la fragmentación de plásticos de mayor tamaño (GESAMP, 2015, p. 18).

La fragmentación o degradación se puede presentar por fenómenos físicos, químicos e incluso

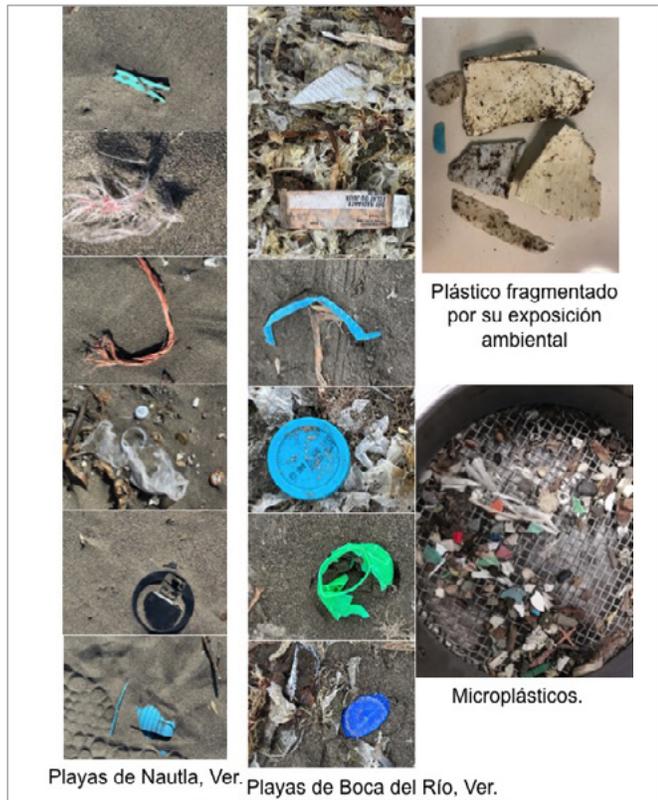
biológicos o una combinación de estos. Un ejemplo de fragmentación es la fotólisis o fotodegradación, es decir, cuando la luz solar oxida la estructura química de los polímeros, causando división de enlaces que reducen la masa molecular, volviéndolo más frágiles y dando pie a la formación de piezas más pequeñas (Castañeta *et al.*, 2020, p. 163) Véase *Figura 1*.

Aunque el primer polímero sintético se creó hace más de cien años, los microplásticos se han considerado como un contaminante emergente por la preocupación acerca de las posibles consecuencias de su distribución en el ambiente (IMTA, 2018). El tema ha despertado el interés de las investigaciones en México y el mundo.

### Afectación a los ecosistemas acuáticos

Los ecosistemas acuáticos se han visto afectados por los microplásticos. Éstos llegan al mar por diferentes vías: por medio de descargas de aguas residuales, desembocaduras de ríos, actividades pesqueras y turísticas cercanas a las zonas costeras, entre otros. Diversos estudios han reportado su presencia en ríos, bahías y

Figura 1. Macroplásticos presente en las playas de Veracruz, su degradación hacia los microplásticos.



lagunas, aunque los estudios en playas son los más abundantes. En México, un estudio realizado en la playa La Misión, Baja California reportó una concentración de 141-1530 Mp/m<sup>2</sup>, atribuyendo el contenido a la deposición por las corrientes marinas (Tabla 1), mientras que, en Rosarito, Baja California se encontró una concentración de 206-408 #MP/Kgss. En este sitio las principales formas reportadas fueron las fibras, mientras que los polímeros encontrados fueron poliacrílico, poliacrilamida, poliésteres, nailón y polietileno tereftalato, este último se utiliza comúnmente para envases de bebidas.

### Microplásticos en biota marina

Los desechos plásticos han ingresado a los ecosistemas marinos de todo el planeta. Se encuentran desde la superficie hasta los sedimentos y han sido incluso incorporados a los organismos; de hecho, se reportan más de 630 especies marinas que interactúan con partículas plásticas (Rivera, 2018, p. 84). Una comparación de éstos con la lista roja de la IUCN destacó que al menos un 17% de las especies

Tabla 1. Microplásticos reportados en playas mexicanas.

Lugar	Concentración de Microplásticos	Clasificación
La Misión, Baja California (Cruz Salas <i>et al.</i> , 2020, p.362)	141 - 1657 #MPs/m <sup>2</sup>	Forma: fragmentos (33%). Color: blanco (47%). Tamaño: entre 1 y 2 mm (57%) Tipo: poliestireno expandido (47%).
Rosarito, Baja California (Piñón Colin <i>et al.</i> , 2018 p. 67)	206–408 #MP/Kgss.	Forma: fibras (91.9%). Tipo: poliacrílico, poliacrilamida, tereftalato de polietileno, poliésteres y nailon.
Mazatlán, Sinaloa (Ríos Mendoza <i>et al.</i> , 2021, p 7)	4–36 #MPs/m <sup>2</sup>	Forma: fragmentos (40-54%). Color: blancos/claros (59-80%). Tipo: polipropileno, polietileno y tereftalato de polietileno.

afectadas figuran como amenazadas o casi amenazadas (Gall y Thompson, 2015, p. 171).

Los daños a las especies se pueden dar a dos niveles: los ocasionados por los macroplásticos y los ocasionados por los microplásticos. Los primeros pueden causar la muerte mediante asfixia, enredo, bloqueo del tracto digestivo, entre otros; y los segundos, al contener sustancias añadidas, el daño puede observarse indirectamente y se detectan

mediante técnicas específicas (Viloria *et al.*, 2018, p. 93). Por ejemplo, Lazar y Gracan (2011) reportaron la presencia de desechos plásticos en el tracto gastrointestinal de 54 tortugas boba (*Caretta caretta*) entre los que había plástico blando, cuerdas, poliestireno y líneas de monofilamentos. Asimismo, se han detectado macroplásticos en el tracto digestivo de cetáceos varados en playas que incluían fragmentos, bolsas de plástico, celofán, envolturas de cigarros, hasta un cartucho para escopeta de polietileno (Viloria *et al.*, 2018, p. 96).

Diversos estudios han documentado la presencia de microplásticos en organismos marinos. Devriese *et al.* (2015, p. 182) detectaron fibras sintéti-

cas en camarones de aguas poco profundas con una concentración promedio de  $1.23 \pm 0.99$  Mps/camarón. También se han reportado microplásticos en mejillones, gusanos, peces y aves marinas, así como en zooplancton. Se ha detectado que copépodos pueden ingerir perlas de poliestireno de  $1.7\text{--}30.6$   $\mu\text{m}$  y gránulos fecales cargados de microplásticos, lo que resulta en una menor ingestión de alimento. Además, se han observado microplásticos adheridos al caparazón y apéndices de zooplancton (Cole *et al.*, 2013, p. 6650).

### Contaminantes asociados a los microplásticos

Los microplásticos han sido definidos como vectores de otros contaminantes, debido a su característica de hidrofobicidad, estos materiales pueden sorber diferentes sustancias (Song *et al.*, 2020, p. 7) que se encuentran en el ambiente, como los hidrocarburos aromáticos policíclicos, metales pesados, compuestos organoclorados e, incluso, se ha reportado la presencia de organismos patógenos en su superficie (Zhang *et al.*, 2020, p. 9), sin embargo, los impac-

tos que pueden tener si ingresan a la cadena trófica aún no se han reportado ampliamente.

### Conclusión

La presencia de macro y microplásticos en el ambiente es un tema que va en aumento, pero aún se desconocen los impactos que puede ocasionar su movilidad en los diferentes ecosistemas. Ante esta problemática, es necesaria la participación de gobierno, iniciativa privada, academia y sociedad, promoviendo la creación de políticas públicas enfocadas a mejorar la gestión de residuos sólidos urbanos, así como la participación activa en campañas de concientización sobre contaminación y consumo responsable. Por otra parte, se requiere regular la producción de microplásticos primarios, estandarizar técnicas para su monitoreo y generar nuevas líneas de investigación sobre los microplásticos, su presencia en el ambiente y el daño que causan en la cadena trófica. ♦

## Bibliografía

- Castañeta, G., Gutiérrez, A. F., Nacaratte, F., y Manzano, C. A. (2020). Microplásticos: un contaminante que crece en todas las esferas ambientales, sus características y posibles riesgos para la salud pública por exposición. *Revista Boliviana de Química*, 37(3), 142-157.
- Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R., Moger, J. y Galloway, T. (2013). Microplastic Ingestion by Zooplankton. *Environ. Sci. Technol.* 47:6646-6655, Reino Unido. [dx.doi.org/10.1021/es400663f](https://doi.org/10.1021/es400663f)
- Devriese, L., Van der Meulen, M., Maes T., Bekaert, k., Paul-Pont, I., Frère, L., Robbens, J., y Vethaak, D. (2015). Microplastic contamination in brown shrimp (*Crangon crangon*, Linnaeus 1758) from coastal waters of the Southern North Sea and Channel area. *Marine Pollution Bulletin* 98:179-187, Zagreb, Croacia. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.06.051>.
- Gall, S. y Thompson, R. (2015). The impact of debris on marine life. *Marine Pollution Bulletin* 92:170-179. Reino Unido.
- GESAMP (2015) Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment. Kershaw PJ (ed). Rep Stud GESAMP No. 90, 96 pp.
- Lazar, B. y Gracan, R. (2011). Ingestion of marine debris by loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, in the Adriatic Sea. a, in the Adriatic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 62:43-47.
- ONU (2021) Informe de la ONU sobre contaminación por plásticos.
- Piñon, T., Rodriguez, R., Pastrana, M., Rogel, E., y Wakida, F. (2018). Microplastics on sandy beaches of the Baja California Peninsula, Mexico. *Marine pollution bulletin*, 131, 63-71.
- Ríos, L., Ontiveros, J., León, D., Ruiz, A., Rangel, M., Pérez, L., y Sánchez, J. (2021). Microplastic contamination and fluxes in a touristic area at the SE Gulf of California. *Marine Pollution Bulletin*, 170, 112638.
- Rivera, M. (2018). Transferencia de partículas de plástico en las cadenas tróficas marinas. Samsara Editorial, 82-92. México.
- Song, J., Jongmans, E., Mauder, N., Imirzalioglu, C., Wichels, A., y Gerdt, G. (2020). The travelling particles: Investigating microplastics as possible transport vectors for multidrug resistant *E. coli* in the Weser estuary (Germany). *Science of the total Environment*, 137603.

Viloria, L., Olavarrieta, T. y Urbán, J. (2018). Consumidores superiores: vulnerabilidad de los mamíferos marinos ante macrolásticos y microplásticos. Samsara Editorial 92-108.

Zhang, Y., Lu, J., Wu, J., Wang, J., y Luo, Y. (2020). Potential risks of microplastics combined with superbugs: Enrichment of antibiotic resistant bacteria on the surface of microplastics in mariculture system. *Ecotoxicology and environmental safety*, 187, 109852.

## CONTAMINANTES EMERGENTES: SUSTANCIAS PERFLUOROALQUILADAS Y POLIFLUOROALQUILADAS (PFAS)

**CAROLINA LEYVA, CAMILO SERRANO**

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

**ALEJANDRO RODRÍGUEZ, ENRIQUE NAVARRO**

UNIVERSIDAD TECNOLÓGICA DE IZÚCAR DE MATAMOROS, PUEBLA, MÉXICO,  
LABORATORIO NACIONAL DE CIENCIA, TECNOLOGÍA  
Y GESTIÓN INTEGRADA DEL AGUA (LNAGUA)

**LAURA GONZÁLEZ, EDUARDO SÁNCHEZ**

INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL, CIIDIR DURANGO, DURANGO, MÉXICO  
LABORATORIO NACIONAL DE CIENCIA, TECNOLOGÍA  
Y GESTIÓN INTEGRADA DEL AGUA (LNAGUA)

### Resumen

Los contaminantes emergentes son compuestos de distinto origen y naturaleza química cuya presencia en el medio ambiente y sus consecuencias han pasado en gran parte inadvertidas. Entre los más relevantes se encuentran las sustancias perfluoroalquiladas polifluoroalquiladas (PFAS). De éstas se conocen su origen, sus usos y sus características físico-químicas, sin embargo, su efecto en el medio ambiente y la salud, los niveles de detección y las técnicas para

su análisis son aspectos donde se tiene menor conocimiento. Se sabe que las principales vías de entrada de las PFAS en el medio ambiente son las aguas residuales, entre las que se incluyen las urbanas e industriales. Las PFAS son un ejemplo de compuestos de uso industrial que han sido utilizados durante décadas en un amplio número de sectores y productos, y que ahora se descubren como contaminantes peligrosos y ampliamente distribuidos en el medio ambiente.

## Las PFAS

Las PFAS son una familia de más de 3,000 productos químicos (Ross, 2018, p. 104), conocidos como “*las sustancias químicas eternas*”. Comenzaron a fabricarse en los años 40 por 3M y su importancia radica en que se encuentran en muchos productos cotidianos como telas repelentes de manchas y agua, productos antiadherentes como el teflón, compuestos para pulir, ceras, pinturas, productos de limpieza, espumas para combatir incendios, cosméticos, pesticidas, envoltorios de alimentos, cuero artificial, papel fotográfico, tintes y aviones, entre otros. De las PFAS, el ácido perfluorooctanoico (PFOA) y el sulfonato de perfluorooctano (PFOS) han sido los más producidos y estudiados por su toxicidad y persistencia al no ser degradables y bioacumulables (Petrovic, 2008, p. 3).

El PFOS se ha usado como refrigerante, detergente y polímero, en preparados farmacéuticos, retardantes de llama, lubricantes, adhesivos, cosméticos, insecticidas, entre otros. El PFOA, por su parte, se utiliza en la fabricación de fluoropolímeros (PTFE) y fluoroelastómeros (PVDF), empleados en

una gran variedad de productos comerciales como tejidos, alfombras, recipientes alimentarios y automóviles (Alexander & Olsen, 2007, p. 471)

## Importancia de las PFAS

Las PFAS se han detectado en sangre e hígado humanos en concentraciones elevadas, de hasta  $\mu\text{g}/\text{mL}$  de sangre, en hígado y grasa de animales, y en aguas superficiales y subterráneas. Estudios en animales de laboratorio indican que el PFOA y el PFOS pueden causar efectos adversos en los sistemas reproductivos e inmunitarios, así como en el desarrollo, y en órganos como el hígado y los riñones. Ambos agentes químicos han causado tumores en los animales. Los seres humanos ingieren la mayoría de los PFAS en los alimentos. El pescado, la carne, la leche, los huevos y las verduras de las regiones contaminadas pueden contener índices especialmente altos. La mayoría de las plantas de tratamiento de aguas residuales no pueden filtrar los residuos químicos que entran en el medio ambiente a través de los vertederos, los residuos industriales y el lavado de textiles (Arrieta-Cortes, 2017, p. 66-69).

## Efectos en la salud

Entre los efectos más encontrados están los niveles de colesterol en las personas expuestas, aunque también se ha demostrado el bajo peso al nacer, efectos en el sistema inmunitario, cáncer (en el caso de PFOA), y perturbación de la hormona tiroides (en el caso de PFOS), de ahí que las niñas y mujeres sean más afectadas por estas sustancias con alteración del metabolismo de los lípidos, inmunotoxicidad, así como incremento en el riesgo de presión sanguínea o de preeclampsia en mujeres embarazadas. La evidencia en humanos sugiere efectos carcinogénicos en riñones y testículos (PFOA), infertilidad, hepatotoxicidad y neurotoxicidad e inmunodepresores. En los niños pueden afectar el aprendizaje, comportamiento y crecimiento (Gallo, 2012, p. 655).

Un estudio reciente validó que el uso del fármaco antidiabético metformina y la exposición a PFAS se asocia con el incremento de la calcificación de la arteria coronaria y con la calcificación de la aorta torácica ascendente y descendente. Así, se reconoce que la exposición a este tipo de sustancias

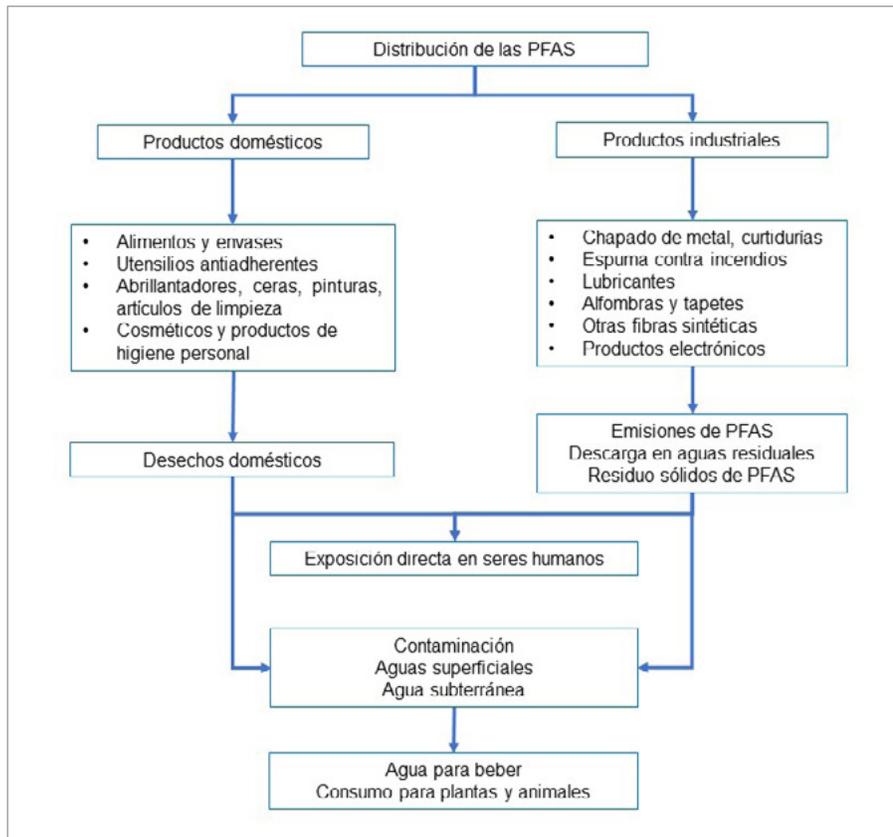
puede ser un factor de riesgo para el desarrollo de problemas cardiovasculares en poblaciones de alto riesgo (Osorio-Yáñez, 2021, p. 106445)

## Transporte de PFAS hacia el medioambiente y los humanos

Las personas se exponen de diversas formas y con distintos niveles de exposición (véase Figura 1). A través de *alimentos*, los cuales pueden contaminarse por la tierra y agua; por los envases de alimentos que contienen PFAS; y por los utensilios que se usaron para el procesamiento de alimentos. Otra forma de exposición son los productos tratados para hacerlos repelentes a las manchas y al agua o darles propiedades antiadherentes, como alfombras, textiles, papel y materiales para envasar, así como baterías de cocina.

*El agua potable* es una fuente de exposición en comunidades donde las PFAS han contaminado los suministros de agua y se relaciona con un centro específico, como una planta industrial donde se elaboraban o se usaban para fabricar otros productos, o una refinería de petróleo (Rahman, 2014, p. 322).

Figura 1.



## Panorama sobre las PFAS

Como resultado de las investigaciones llevadas a cabo por 3M y la EPA, se acordó cesar la producción del PFOA en el año 2000, sin embargo, aunque ya no se fabrican PFOA ni PFOS en los Estados Unidos, todavía se producen internacionalmente y pueden importarse desde otros países en productos como alfombrado, textiles, papel y envases, revestimientos y plásticos.

A nivel mundial, la presión para prescindir de los PFAS es cada vez mayor. De los países con programas para reducir el riesgo y la exposición a PFAS se encuentran Alemania, Australia, Canadá, Corea, China, Dinamarca, Estados Unidos, Finlandia, Japón, Noruega, Países Bajos, Polonia, Rusia y Suecia.

Existe una presión para la prohibición de todas las PFAS en la UE para 2030 (Cheng & Ng, 2018, p. 1)

Debido a la evidencia de sus efectos en la salud, algunas empresas comienzan a ser responsables y a retirarlos de los productos que venden. Por ejemplo, The Home Depot anunció en septiembre del 2019 que dejaría de vender alfombras y tapetes que contengan PFAS desde el primer día de 2020, sin embargo, esta medida aplicaría solo a las tiendas de Estados Unidos y Canadá y, eventualmente, en México (*The Home Depot | Phasing Out Products Containing PFAS*, n.d.).

En México, no existe una legislación que evite el uso de PFAS, aunque es necesario que las empresas transnacionales y locales comiencen a retirar del mercado productos con este tipo de sustancias. Además, es necesario que el gobierno, los investigadores, las ONGs y las agencias regulatorias pongan el tema sobre la mesa y, junto con la industria privada, hagan un plan que contemple la prohibición de las PFAS.

## Conclusiones

Para comprender los efectos de las PFAS se requieren de estudios de las fuentes de entrada en el medio ambiente y las vías de exposición en humanos; los niveles en agua, aire, suelos, sedimentos y biota; su destino en el medio ambiente; y datos sobre su degradación química. Para este propósito, se deben desarrollar métodos de análisis fiables para su determinación y aplicar estos métodos en áreas de interés para conocer los niveles de contaminación y el destino que sufren en el medio ambiente, su biodisponibilidad, el tipo de transformaciones que experimentan (biodegradación, fotodegradación, etc.), los metabolitos y productos de degradación que se forman, su toxicidad y efectos, así como identificar las zonas geográficas en México que merecen atención, y tomar medidas que permitan mejorar la calidad de las aguas, optimizar la explotación de los recursos hídricos, y proteger la salud del hombre y el medio ambiente.

Asimismo, es de vital importancia que la ciudadanía se informe mejor sobre la composición de los productos que se usan día a día y evitar aquellos

que pudieran ser perjudiciales para la salud y tener un mayor conocimiento de productos más seguros y que las empresas comiencen a restringir el uso de este tipo de sustancias dañinas. 💧

### Bibliografía

- Alexander, B. H., & Olsen, G. W. (2007). Bladder Cancer in Perfluorooctanesulfonyl Fluoride Manufacturing Workers. *Annals of Epidemiology*, 17(6), 471–478. <https://doi.org/10.1016/j.annepidem.2007.01.036>
- Arrieta-Cortes, R., Farias, P., Hoyo-Vadillo, C., & Kleiche-Dray, M. (2017). Carcinogenic risk of emerging persistent organic pollutant perfluorooctane sulfonate (PFOS): A proposal of classification. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 83, 66–80. <https://doi.org/10.1016/j.yrtph.2016.11.021>
- Cheng, W., & Ng, C. A. (2018). Predicting Relative Protein Affinity of Novel Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs) by An Efficient Molecular Dynamics Approach. *Environmental Science and Technology*, 52(14), 7972–7980. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b01268>
- Gallo, V., Leonardj, G., Genser, B., Lopez-Espinosa, M. J., Frisbee, S. J., Karlsson, L., Ducatman, A. M., & Fletcher, T. (2012). Serum perfluorooctanoate (PFOA) and perfluorooctane sulfonate (PFOS) concentrations and liver function biomarkers in a population with elevated PFOA exposure. *Environmental Health Perspectives*, 120(5), 655–660. <https://doi.org/10.1289/ehp.1104436>

Osorio-Yáñez, C., Sanchez-Guerra, M., Cardenas, A., Lin, P. I. D., Hauser, R., Gold, D. R., Kleinman, K. P., Hivert, M. F., Fleisch, A. F., Calafat, A. M., Webster, T. F., Horton, E. S., & Oken, E. (2021). Per- and polyfluoroalkyl substances and calcifications of the coronary and aortic arteries in adults with prediabetes: Results from the diabetes prevention program outcomes study. *Environment International*, 151, 106446. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106446>

Petrovic, M., Radjenovic, J., Postigo, C., Kuster, M., Farre, M., Alda, M. L., & Barceló, D. (2008). Emerging contaminants in waste waters: Sources and occurrence. *Handbook of Environmental Chemistry, Volume 5: Water Pollution, 5 S1*, 1–35. [https://doi.org/10.1007/698\\_5\\_106](https://doi.org/10.1007/698_5_106)

Rahman, M. F., Peldszus, S., & Anderson, W. B. (2014). Behaviour and fate of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in drinking water treatment: A review. *Water Research*, 50, 318–340. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.10.045>

Ross, I., McDonough, J., Miles, J., Storch, P., Thelakkat Kochunaryanan, P., Kalve, E., Hurst, J., S. Dasgupta, S., & Burdick, J. (2018). A review of emerging technologies for remediation of PFASs. *Remediation*, 28(2), 101–126. <https://doi.org/10.1002/rem.21553>

The Home Depot | Phasing Out Products Containing PFAS. (n.d.). Retrieved December 5, 2021, from <https://corporate.homedepot.com/newsroom/phasing-out-products-containing-pfas>

# PRESENCIA DE CONTAMINANTES FARMACÉUTICOS EN EL AGUA A CAUSA DE LA PANDEMIA COVID-19

JOSE MIGUEL PIMIENTO OVALLE  
ALEXANDRA CERÓN VIVAS

UNIVERSIDAD PONTIFICIA BOLIVARIANA, SECCIONAL BUCARAMANGA.

## Resumen

Los contaminantes farmacéuticos son compuestos ampliamente utilizados que, generalmente, no están regulados por la legislación ambiental. Este trabajo tiene como objetivo realizar una revisión bibliográfica de los compuestos farmacéuticos asociados a la pandemia COVID-19 y su presencia esperada en el agua. La revisión bibliográfica se desarrolló a través de diferentes bases de datos como *Science Direct*, *PubMed*, *Web of Science*, entre otras. La búsqueda fue limitada a tesis de pregrado y posgrado, libros y artículos científicos publicados en los últimos cinco años. Se utilizaron palabras claves como: *Pharmaceuticals*, *COVID-19* o *Water*. Los fármacos que

han tomado un interés ambiental en el contexto de la pandemia son: *cloroquina*, *hidroxicloroquina*, *azitromicina*, *ivermectina*, *remdesivir*, *favipiravir*, *sulfametoxazol*, *entre otros*. El monitoreo de los contaminantes farmacéuticos es fundamental en el contexto de la pandemia COVID-19, al igual que su influencia sobre el consumo de fármacos y la carga ambiental que esto genera.

## Introducción

Los contaminantes emergentes (CE) son compuestos químicos de origen sintético o provenientes de una fuente natural cuya presencia en el ambiente se

ha descubierto recientemente y que se caracterizan por carecer de riesgos establecidos para el ambiente y la salud pública (Naidu *et al.*, 2016). Además, generalmente no son monitoreados en la naturaleza ni están regulados en el medio acuático (Gogoi *et al.*, 2018).

Dentro del amplio grupo de los CE, los compuestos farmacéuticos representan uno de los grupos de contaminantes con mayor frecuencia de detección en el medio acuático (Botero-Coy *et al.*, 2018). Los compuestos farmacéuticos son un conjunto diverso creados con el fin de curar, prevenir y tratar enfermedades. Como consecuencia del incremento de la población humana, el fácil acceso a medicamentos genéricos y el desarrollo de nuevos compuestos, su uso se ha incrementado en los últimos años (Correia and Marcano, 2016).

El estudio de los contaminantes emergentes farmacéuticos en el medio acuático resulta fundamental ya que el conocimiento sobre su presencia y el destino de los fármacos se limita a algunos compuestos, por lo que existen brechas de información. Evaluar la presencia y el destino final de los

contaminantes farmacéuticos en el medio acuático es trascendental ya que son sustancias desarrolladas con la intención de realizar un efecto biológico (Halling-Sørensen *et al.*, 1998), es decir, están diseñados para ser intrínseca y biológicamente activos y potencialmente estables en virtud de los procesos metabólicos, además de que tienden a ser fácilmente transportados y descargados en los cuerpos de agua por su alta polaridad y baja volatilidad (Rubio and Delgado, 2015) que aunque en pequeñas cantidades en el medio ambiente, son motivo de preocupación ya que están diseñados para ser intrínseca y biológicamente activos y potencialmente estables en virtud de los procesos metabólicos. Hoy en día, se reconoce por la comunidad científica que la exposición continua de dosis bajas de productos farmacéuticos puede producir efectos a largo plazo sobre el medio ambiente como consecuencia de posibles daños irreversibles del ecosistema y la salud humana (Silva *et al.*; 2012. Rahman *et al.*; 2009a. Actualmente, diversos estudios han documentado que la continua exposición de dosis bajas de productos farmacéuticos puede generar efectos a largo plazo sobre el

entorno ambiental, tanto en los ecosistemas como en la salud humana (Rubio and Delgado, 2015).

Por otra parte, eventos como las pandemias tienen gran influencia en la presencia de ciertos compuestos farmacéuticos en el medio acuático, ya que aumentan el consumo específico de fármacos en diferentes regiones del mundo por períodos determinados, lo que resulta en un fuerte aumento de la carga de esas drogas en aguas residuales (Slater *et al.*, 2011).

El objetivo de este trabajo es realizar una revisión bibliográfica de los compuestos farmacéuticos asociados a la pandemia COVID-19 y su presencia esperada en el agua.

## Desarrollo

En la revisión bibliográfica se encontraron principalmente artículos científicos disponibles entre el año 2020-2022, enfocándose en aquellos que realizaban mediciones de las concentraciones y análisis del riesgo ambiental generado.

Se obtuvieron los siguientes resultados utilizando las palabras claves mencionadas anteriormente: 26 publicaciones en la base de datos *Web Of Science*, 29

publicaciones en *PubMed* y 132 en *Science Direct*. Posteriormente, se realizó un filtro teniendo en cuenta el título y verificando que el alcance tratara sobre la temática de interés. Los resultados obtenidos se reducen a 3 en la base de datos *Web Of Science*, 4 en *PubMed* y 9 en *Science Direct*.

Los autores reportan un posible aumento drástico en el consumo de productos farmacéuticos y de cuidado personal (PPCP) para prevenir y controlar el COVID-19, por lo que resulta importante evaluar el impacto ambiental generado. Chen *et al.* (2021) detectaron cinco clases de medicamentos en lagos y sistema de PTAR-río-estuario cerca de los hospitales de Jinyintan, Huoshenshan y Leishenshan en Wuhan, China. De acuerdo con esta investigación, los compuestos farmacéuticos de interés ambiental son ribavirina, sulfametoxazol, ciprofloxacina, azitromicina, hidrocortisona, fluorometilona, entre otros.

La ribavirina y azitromicina se encontraron en frecuencias de detección y concentraciones más altas que los datos históricos, por otra parte, se determinó que el sulfametoxazol y la azitromicina

representan riesgos potenciales para los organismos del medio acuático y se clasificaron como contaminantes prioritarios en función de una evaluación de riesgos optimizada.

Por otra parte, *Kuroda et al.* (2021) estimaron la ocurrencia, destino y riesgo ecotoxicológico de 11 fármacos recomendados para el tratamiento del COVID-19. Según la investigación, los medicamentos que han tomado un interés ambiental en el contexto de la pandemia son *cloroquina, hidroxiclo-roquina, azitromicina, ivermectina, dexametasona, remdesivir, favipiravir, entre otros.*

Se esperan altos residuos de fármacos con concentraciones de 7402 ng/L para el caso de ribavirina, 4231 ng/L para el caso de favipiravir, 730 ng/L para el caso de lopinavir, 319 ng/L para el caso de remdesivir, etc. Además, se sugiere que las eficiencias de eliminación en las plantas de tratamiento de aguas residuales convencionales son bajas (< 20%) para la mitad de las sustancias analizadas.

Este último planteamiento coincide con lo reportado en otras investigaciones, ya que se ha visto que las plantas de tratamiento de agua residual

existentes son incapaces de degradar en su totalidad los contaminantes farmacéuticos porque están diseñadas, generalmente, para manejar orgánicos degradables en el rango de mg/L, mientras que los farmacéuticos están presentes en concentraciones muy bajas (ng/L- $\mu$ g/L) (*Patel et al.*, 2019).

*Kuroda et al.* (2021) también estiman que el riesgo ecotoxicológico en las aguas fluviales receptoras puede ser alto con el uso de favipiravir, lopinavir, umifenovir y ritonavir; y medio con el uso de cloroquina, hidroxiclo-roquina, remdesivir y ribavirina.

Por otra parte, *Zhang et al.* (2021) midieron concentraciones de subproductos de desinfección y productos farmacéuticos relacionados con COVID-19 en efluentes de aguas residuales y aguas superficiales en Wuhan. Según este estudio, los fármacos de interés ambiental corresponden a lopinavir, ritonavir y cloroquina. Se evidenció que la pandemia provocó un aumento significativo de las concentraciones de lopinavir y ritonavir en los efluentes de aguas residuales y aguas superficiales, poniendo de manifiesto una gran movilidad y persistencia en el

medio acuático debido a la alta frecuencia de detección de estos fármacos en aguas superficiales.

La detección de estos productos farmacéuticos en aguas superficiales plantea preocupaciones sobre sus posibles efectos ecotoxicológicos para la vida acuática y la salud pública. La evaluación inicial del riesgo ecológico indicó riesgos moderados asociados con estos productos farmacéuticos en aguas superficiales.

## Conclusiones

Las pandemias son eventos relevantes desde un punto de vista ambiental ya que pueden conducir a un uso intermitente elevado de ciertos fármacos, lo que, a su vez, podría aumentar los peligros ecotoxicológicos para el ambiente de aguas superficiales.

Es necesario llevar a cabo estudios de detección de fármacos en matrices ambientales para realizar la recopilación de nuevos datos y determinar una comparación cuantitativa y cualitativa; lo anterior con el fin de ser incluidos en las listas de prioridades de calidad del agua en todo el mundo.

Resulta fundamental el estudio de contaminantes farmacéuticos en aguas naturales colombianas,

teniendo presente la situación de salud provocada por la pandemia COVID-19 y los pocos estudios informados en este país sobre la existencia de un número reducido de estos compuestos, además del desconocimiento del efecto de la pandemia sobre la carga ambiental de los fármacos en el medio acuático. ♦

## Bibliografía

- Botero-Coy, A. M. *et al.* (2018) "An investigation into the occurrence and removal of pharmaceuticals in Colombian wastewater", *Science of the Total Environment*, 642, pp. 842–853. doi: [10.1016/j.scitotenv.2018.06.088](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.088).
- Chen, X. *et al.* (2021) 'Occurrence and risk assessment of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) against COVID-19 in lakes and WWTP-river-estuary system in Wuhan, China', *Science of The Total Environment*, 792, p. 148352. doi: [10.1016/j.SCITOTENV.2021.148352](https://doi.org/10.1016/j.SCITOTENV.2021.148352).
- Correia and Marcano (2016) 'PRESENCIA Y REMOCIÓN DE ANALGÉSICOS ANTI-INFLAMATORIOS NO ESTEROIDEOS EN UNA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUALES EN VENEZUELA', *Revista Ingeniería y Sociedad UC 11(1):08–21*.
- Gogoi, A. *et al.* (2018) 'Occurrence and fate of emerging contaminants in water environment: A review', *Groundwater for Sustainable Development*. Elsevier B.V., pp. 169–180. doi: [10.1016/j.gsd.2017.12.009](https://doi.org/10.1016/j.gsd.2017.12.009).
- Halling-Sørensen, B. *et al.* (1998) 'Occurrence, fate and effects of pharmaceutical substances in the environment- A review', *Chemosphere*, 36(2), pp. 357–393. doi: [10.1016/S0045-6535\(97\)00354-8](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(97)00354-8).
- Kuroda, K. *et al.* (2021) 'Predicted occurrence, ecotoxicological risk and environmentally acquired resistance of antiviral drugs associated with COVID-19 in environmental waters', *Science of the Total Environment*, 776. doi: [10.1016/j.scitotenv.2021.145740](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145740).
- Naidu, R. *et al.* (2016) 'Emerging contaminants in the environment: Risk-based analysis for better management', *Chemosphere*, 154, pp. 350–357. doi: [10.1016/j.chemosphere.2016.03.068](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.03.068).
- Patel, M. *et al.* (2019) 'Pharmaceuticals of Emerging Concern in Aquatic Systems: Chemistry, Occurrence, Effects, and Removal Methods', *Chem. Rev.* 2019, 119, 3510–3673. doi: [10.1021/acs.chemrev.8b00299](https://doi.org/10.1021/acs.chemrev.8b00299).
- Rubio, D. I. C. and Delgado, D. R. (2015) *Regulación ambiental sobre los productos farmacéuticos residuales en ambientes acuáticos*. Universidad Cooperativa de Colombia. Available at: [https://repository.ucc.edu.co/bitstream/20.500.12494/1022/5/2015\\_regulacion\\_ambiental\\_productos.pdf](https://repository.ucc.edu.co/bitstream/20.500.12494/1022/5/2015_regulacion_ambiental_productos.pdf) (Accessed: 2 June 2021).

Slater, F. R. *et al.* (2011) 'Pandemic pharmaceutical dosing effects on wastewater treatment: No adaptation of activated sludge bacteria to degrade the antiviral drug Oseltamivir (Tamiflu®) and loss of nutrient removal performance', *FEMS Microbiology Letters*, 315(1), pp. 17–22. [doi: 10.1111/j.1574-6968.2010.02163.x](https://doi.org/10.1111/j.1574-6968.2010.02163.x).

Zhang, Z. *et al.* (2021) 'Impacts of COVID-19 pandemic on the aquatic environment associated with disinfection byproducts and pharmaceuticals', *Science of The Total Environment*, p. 151409. [doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.151409](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151409).

# MICRO Y NANOPLÁSTICOS EN AGUA, CONTAMINANTES EMERGENTES DE LOS QUE POCO SE SABE

LUZ MARÍA NUNCIO GONZÁLEZ  
DULCE MA. ESQUIVEL CERDEÑO  
YURI REYES

DEPARTAMENTO DE RECURSOS DE LA TIERRA, DIVISIÓN DE CIENCIAS BÁSICAS E INGENIERÍA,  
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA UNIDAD LERMA.

## Resumen

Los plásticos son materiales con propiedades únicas, por lo que se han vuelto indispensables para los seres humanos. Desde 1950, la producción mundial de plásticos ha incrementado, sin embargo, sus desechos generalmente se disponen al ambiente sin ningún tipo de tratamiento. Al estar expuestos a la intemperie y a esfuerzos mecánicos, éstos se rompen y generan partículas denominadas micro y nanoplásticos. Ambas partículas son consideradas contaminantes emergentes pues poco se sabe del efecto que tienen en la salud humana y de los ecosistemas, además de que no existe normatividad al respecto. Aunque existen publicaciones científicas sobre el

tema, son relativamente escasas y se deben incrementar los estudios para dimensionar el problema y desarrollar alternativas de solución. En este trabajo se presenta un panorama general sobre los microplásticos, los conceptos más relevantes y se enfatiza la falta de estudios sobre el tema.

## La producción de plásticos

Los plásticos están formulados con aditivos y uno o más polímeros. Los aditivos se emplean en pequeña cantidad (10 % masa) para dar color, aroma, textura, modificar la resistencia a la radiación UV, a la oxidación o ajustar alguna propiedad mecánica

o térmica del material. Por otra parte, un polímero está compuesto por moléculas con masa molecular grande (macromoléculas) que se obtienen por la unión química de moléculas de bajo peso molecular llamados monómeros. Por ejemplo, el polietileno se obtiene al unir químicamente miles de millones de moléculas de etileno mediante la polimerización, el poliestireno se obtiene de moléculas del monómero estireno, mientras que el politereftalato de etileno se obtiene de la polimerización entre el ácido tereftálico y el etilenglicol. Al estar formados por una mezcla de macromoléculas, los polímeros cuentan con propiedades viscoelásticas, es decir, la capacidad de fluir cuando se aplica un esfuerzo, resistencia a la ruptura en procesos de elongación, resistencia al paso de agua o ciertos gases, así como alta estabilidad frente a agentes ambientales como temperatura, radiación UV, desgaste por fricción, presencia de microorganismos, agua y disolventes, agentes oxidantes, entre otros.

Las propiedades de los polímeros se pueden ajustar, son fáciles de producir, procesar, almacenar y transportar; además, con el paso de los años, han alcanzado

un bajo costo de producción. Por ello, es difícil concebir la vida actual de los seres humanos sin plásticos en muchas aplicaciones. Esto propició que la producción de plásticos creciera continuamente por varias décadas. En 1950 se produjeron 2 millones de toneladas métricas (M Ton) y para 2017 la producción se incrementó a 381 M Ton. Durante este periodo, el crecimiento anual fue de 8.4%, el cual se mantendrá en los próximos años. Hasta antes de 1980 los residuos plásticos se desechaban al ambiente, sin embargo, a partir de ese año se implementaron otras alternativas para su disposición final. Así, se estima que en el 2015 se incineró el 25.5% y se recicló el 19.5% de lo producido en ese año. Se proyecta que para el 2032 el porcentaje reciclado será el mismo que se desechó sin tratamiento y el porcentaje incinerado aumentará [Ritchie y Roser, 2018]. En México, durante el 2015 se produjeron 6.16 M Ton y se consumieron 7.8 M Ton; en 2010 se estimó que se desecharon 3.73 M Ton [FECYT, 2018], es decir, casi la mitad de lo producido en 2015. Debido a la gran producción mundial, a la estabilidad de los plásticos frente a agentes ambientales y a la falta de metodologías para su adecuado desecho o aprove-

chamiento, los residuos plásticos se han convertido en un problema ambiental a nivel mundial.

En la Tabla 1 se listan los plásticos producidos en mayor cantidad. La ventaja competitiva de los polímeros mencionados en dicha tabla se debe a la gran producción. Una cantidad sustancial de estos polímeros son usados para empaque o en la construcción, principalmente. Otras aplicaciones mayoritarias incluyen piezas moldeadas y contenedores de alimentos. En México se tienen los mismos porcentajes de producción, aunque en el país existe mayor capacidad para generar resina de politereftalato de etileno.

Tabla 1. Polímeros con mayor producción a nivel mundial [Pérez, 2014]

Polímero	Abreviación	% de la producción	Principales usos
Poli(etileno) de baja y alta densidad	PE	29.0	Envases para productos, tubería, bolsas de uso ligero e industrial, películas para empaque, aislante eléctrico, productos moldeados por inyección, juguetes, recipientes para alimentos.
Poli(propileno)	PP	19.0	Películas, bolsas tejidas, envases industriales, tubería, hilos, juguetes, recipientes para alimentos.
Poli(cloruro de vinilo)	PVC*	11	En su forma rígida se usa como láminas, tubería, perfiles para ventanas y partes moldeadas. En forma flexible se usa en recubrimiento de cables, tapices, pisos, películas y juguetes.
Poli(estireno)	PS*	7.5	Empaques de un sólo uso, embalaje, poli(estireno) expandido, construcción, poli(estireno) de alto impacto, aislamiento térmico, carcasas de electrodomésticos.
Poliuretanos de varios tipos	PU	7.0	Espumas flexibles y rígidas, aislantes térmicos, adhesivos, barnices y recubrimientos,
Poli(tereftalato de etileno)	PET*	6.5	Envases de líquidos, empaques, fibras textiles, láminas
Otros (poli(ésteres), poli(acrílicos), poliamidas, etc.)	---	20	---

\* Por su nomenclatura en inglés

## Micro y nanoplásticos

Durante la producción, transporte, uso y desecho de materiales plásticos, éstos se rompen, lo que genera partículas que se mezclan y transportan en el ambiente con mayor facilidad. Si las partículas tienen entre 1  $\mu\text{m}$  y 5 mm se les denomina microplásticos (MP) y si las partículas tienen menos de 1  $\mu\text{m}$  se denominan nanoplásticos (NP) [Frias y Nash, 2019]. Ambas partículas son consideradas contaminantes emergentes al no tener una normativa para el muestreo y análisis y, en gran medida, al desconocimiento de los efectos que tienen en el ambiente y en la salud humana.

En 2014 iniciaron las publicaciones científicas referentes a los MP, pero las publicaciones científicas relacionadas con los NP son escasas. El mayor número de publicaciones científicas referentes a los MP provienen de Estados Unidos y China; en América Latina, Brasil es el país con mayor número de estudios (27 artículos) y en México, en abril de 2020, se reportaron en total 12 artículos científicos en torno a los MP. Los estudios científicos se han abocado a la detección de MP en ambientes mari-

nos y en microorganismos, mientras que la detección en agua dulce y potable son la minoría. En lo que respecta a los NP, no hay estudios sobre el tema en América Latina [Kutralam-Muniasamy et al, 2020]. Al ser un tema que tiene un alto impacto en la opinión pública, es indispensable tener información certera y confiable para el análisis y proponer alternativas de solución.

Los MP producidos con ciertas dimensiones para una aplicación específica se denominan microplásticos primarios y son los MP minoritarios. En su mayoría los MP se generan a partir de objetos plásticos de mayor tamaño al romperse. Los materiales plásticos en el ambiente se ven sujetos a diversos factores que favorecen su ruptura y, por ende, la formación de MP. Entre los factores más relevantes se encuentran:

- Radiación UV. Genera el rompimiento de algunos enlaces químicos de las cadenas de polímero y la degradación de ciertos aditivos.
- Fluctuaciones térmicas. Cuando el material está sujeto a ciclos térmicos, por ejemplo, durante el día y la noche.

- Esfuerzos mecánicos. El desgaste por fricción, elongación o compresión durante el uso o disposición de residuos plásticos.
- Oxidación. Aunque los polímeros tienen miles de millones de enlaces químicos y suelen ser inertes frente a muchas sustancias químicas, la presencia de oxígeno, ozono, agua con ácidos o bases, microorganismos, entre otras sustancias, da lugar a la ruptura de enlaces químicos, lo que debilita al polímero.

Lo anterior hace evidente que, sin importar el lugar en el que se desechen los plásticos, ya sea en un relleno sanitario o al ambiente, éstos se ven sujetos al proceso de envejecimiento ambiental que genera MP. Las partículas de MP se mezclan con el suelo, agua y aire, lo que facilita el transporte por estos medios y les permite llegar a lugares lejanos de la fuente donde se produjeron. La mayor parte de los estudios que involucran la detección de MP (concentración, morfología, color, tamaño y distribución de tamaño) se han hecho en las playas y el mar (el reservorio final). Sin embargo, aunque con un limitado número de publicaciones científicas, los

MP se han detectado en aguas superficiales, redes de distribución de agua potable, agua embotellada, entre otros [Shruti et al., 2020]. Se ha documentado que los MP han entrado en la cadena trófica, pero los efectos en la salud humana se desconocen. Además, aunque los plásticos son muy estables en condiciones fisiológicas, en su superficie pueden concentrar microorganismos, fármacos, pesticidas o metales pesados que pueden desorberse una vez que se ingieren los MP [Castañeta et al., 2020]. Considerando esta situación, es necesario desarrollar estudios para determinar el grado de presencia de MP coadyuva al transporte de otros contaminantes emergentes.

Para conocer la magnitud del problema y plantear posibles soluciones es necesario que las metodologías para el muestreo y el análisis de MP y NP sean comparables, cosa que hasta este momento no sucede. Para generar datos confiables y comparables se debe describir el muestreo, el tamaño de la muestra, el proceso de separación, el número de repeticiones y medir blancos. En lo que respecta al análisis, por lo general se determina el color, la

forma y el tamaño de los MP por microscopía óptica. Una vez que se han separado los MP, éstos también se analizan con microscopía electrónica de barrido que permite analizar la superficie y determinar si el MP fue generado por ruptura e identificar la presencia de metales y otros átomos. Para identificar el polímero que compone los MP se usa espectroscopía de infrarrojo cercano o Raman [Kutralam-Muniasamy et al., 2020]. Con estas técnicas se ha establecido que, a nivel mundial en agua dulce, la mayoría de los MP son de PE y el PP con 24% cada uno, le sigue el PS con 13 %, el PET con 11 %, las poliamidas con 6% y, finalmente, el PVC y los PU [Pérez, 2014]. En comparación con la producción de polímeros reportada en la Tabla 1, con excepción del PVC, los polímeros con mayor producción son los que se encuentran en mayor proporción en los MP.

## Conclusiones

La gran producción, consumo y mala disposición de plásticos ha ocasionado su acumulación en el ambiente. Al estar expuestos a diversos factores, los

plásticos se rompen y forman micro y nanoplásticos que se mezclan y transportan en el ambiente. Hasta hace pocos años no se había prestado atención a estos contaminantes emergentes en agua, suelo o aire. Aunque se han detectado en ambientes marinos, poco se sabe de su presencia en aguas superficiales, subterráneas o redes de agua potable. En México existe un limitado número de estudios científicos sobre estos contaminantes emergentes y, en gran medida, se desconocen sus efectos en la salud humana y de los ecosistemas. ♦

## Bibliografía

Ritchie, Hannah; Roser, M. (2018). Plastic Pollution. *Our World Data*, <https://ourworldindata.org/plastic-pollution>

FECYT (2018) Análisis de competitividad del sector Plásticos en el Estado de México ANÁLISIS DE COMPETITIVIDAD DEL SECTOR PLÁSTICO EN EL ESTADO DE MÉXICO (2021) <https://docplayer.es/138332021-Analisis-de-competitividad-del-sector-plasticos-en-el-estado-de-mexico-analisis-de-competitividad-del-sector-plastico-estado-de-mexico-en-el.html> (visto el 2021-11-04).

Pérez, J. P. G (2014). La industria del plástico en México y el mundo, vol. 64, pp. 6-9. [http://revistas.bancomext.gob.mx/rce/magazines/761/3/la\\_industria\\_del\\_plastico.pdf](http://revistas.bancomext.gob.mx/rce/magazines/761/3/la_industria_del_plastico.pdf)

Frias, J. P. G. L. y Nash, R. (2019) Microplastics: Finding a Consensus on the Definition. *Marine Pollution. Bulletin*, vol. 138, pp. 145–147.

Kutralam-Muniasamy, Gurusamy, et al.(2020) Review of Current Trends, Advances and Analytical Challenges for Microplastics Contamination in Latin America. *Environmental Pollution*, vol. 267, p. 115463.

Shruti, V. C., et al. (2020) Metro Station Free Drinking Water Fountain- A Potential “Microplastics Hotspot” for Human Consumption. *Environmental Pollution*, vol 261, p. 114227.

Castañeta, Grover et al. (2020) Microplásticos: un contaminante que crece en todas las esferas ambientales, sus características y posibles riesgos para la salud pública por exposición. *Revista Boliviana de Química*, vol. 37, pp. 160–175.

# FOTOCATÁLISIS: UN TRATAMIENTO AVANZADO DE AGUA PARA LA ELIMINACIÓN DE CONTAMINANTES EMERGENTES

CITLALLI ADRIANA RIOS GONZÁLEZ

## Resumen

En años recientes, una serie de compuestos de origen antropogénico denominados contaminantes emergentes han sido detectados en cuerpos de agua. Éstos han mostrado ser sustancias recalcitrantes, capaces de incorporarse a ecosistemas acuáticos y generar consecuencias como la disrupción endócrina y la resistencia bacteriana. Debido a lo anterior, se han propuesto tratamientos más sofisticados, como los procesos de oxidación avanzada (POA), que permitan el reúso seguro del agua. Los POA se basan en la generación del radical hidroxilo ( $\bullet\text{OH}$ ), especie oxidante capaz de transformar la estructura

de los contaminantes emergentes a especies menos peligrosas. Uno de estos procesos es la fotocatalisis con dióxido de titanio, que consiste en la activación de este material con luz, seguida de una serie de reacciones de óxido-reducción que culminan en la oxidación de los contaminantes.

## Introducción

El avance de la ciencia y la tecnología ha propiciado el desarrollo de sustancias que han proporcionado diversos beneficios a la humanidad, pero también han demostrado poseer el potencial para incorpo-

rarse al ambiente y ocasionar cambios en el equilibrio de los ecosistemas y, en consecuencia, en la salud humana (López-Pacheco, y otros, 2019). Algunos de estos compuestos han sido denominados contaminantes emergentes, cuyo nombre se debe a que su detección ha sido posible gracias al desarrollo de técnicas analíticas avanzadas (Deblonde, Cossu-Leguille, & Hartemann, 2011). Estos contaminantes llegan al ambiente provenientes de fuentes puntuales y difusas (Geissen, y otros, 2015). Las fuentes difusas son las escorrentías de actividades de transporte, agrícolas y ganaderas, mientras que las fuentes puntuales son las descargas urbanas e industriales. Se ha encontrado que algunos contaminantes emergentes poseen la capacidad de permanecer en el agua después del tratamiento y, aunque han sido detectados en concentraciones de nanogramo por litro ( $\text{ngL}^{-1}$ ), la alta frecuencia con la que llegan a los ecosistemas acuáticos representa un riesgo, ya que pueden afectar el metabolismo de microorganismos y peces (López-Pacheco, y otros, 2019). En el humano pueden causar daños en órganos como el hígado, los riñones, los sistemas

cardiovascular, neurológico y reproductivo, además de ocasionar defectos congénitos (Gogoi, y otros, 2018).

## Desarrollo.

### Procesos de Oxidación Avanzada (POA).

La creciente demanda de agua, sumada a la actual escasez que actualmente enfrenta el mundo, hacen del reúso de agua una actividad cada vez más necesaria (Ong, 2015). Como respuesta, se ha estimulado el desarrollo de procesos avanzados de tratamiento de agua cuyo objetivo es la eliminación de los contaminantes emergentes que permanecen en este medio después del tratamiento convencional. Estos procesos se clasifican en físicos, químicos y biológicos (Teodosiu, Gilca, Barjoveanu, & Fiore, 2018). En los primeros, los contaminantes son transferidos de una fase a otra mediante adsorción o filtración con membranas (Ahmed, y otros, 2017). En los biológicos los contaminantes son asimilados como sustratos mediante la actividad de microorganismos específicos (Kanaujiya, Paul, Sinharoy, & Pakshirajan, 2019).

En los procesos químicos, el radical hidroxilo (OH•) es utilizado para modificar la estructura de los contaminantes emergentes mediante su oxidación (Rodríguez-Narvaez, Peralta-Hernández, Goonetilleke, & Bandala, 2017). Estos tratamientos son denominados procesos de oxidación avanzada (POA), definidos como “tratamientos desarrollados a temperatura ambiente y presión atmosférica en los cuales mediante la generación *in situ* de agentes oxidantes en cantidad suficiente es posible eliminar contaminantes presentes en el agua” (Deng & Zhao, 2015). El radical •OH posee un alto potencial de oxidación ( $E^\circ=2.8\text{ V}$ ), mayor que el de otros oxidantes como el  $O_3$  ( $E^\circ= 2.07\text{ V}$ ) o el  $Cl_2$  ( $E^\circ=1.36\text{ V}$ ). Esto lo hace más reactivo y menos selectivo y puede reaccionar con diversas especies, resultando un buen candidato para tratamientos de agua. En los POA, el radical OH• puede ser generado por diversas vías y el método de generación distingue a cada uno de los procesos (Oturán & Aaron, 2014). Véase figura 1.

Figura 1. Procesos de oxidación avanzada.

Procesos de oxidación avanzada (POA)	
<b>Proceso químico</b>	
<b>Proceso Fenton</b> $E^\circ Fe^{3+}/Fe^{2+}= 0.77\text{ V}$	$Fe^{2+} + H_2O_2 \rightarrow Fe^{3+} + OH^\bullet + OH^-$
<b>Ozonación (a) y ozonación con <math>H_2O_2</math> (b)</b> $E^\circ O_3/O_2=2.07\text{ V}$ $E^\circ= O_2/H_2O_2=0.68\text{ V}$	a) $3O_3 + H_2O \rightarrow 2OH^\bullet + 4O_2$ b) $H_2O_2 \rightarrow HO_2^- + H^+$ $HO_2^- + O_3 \rightarrow OH^\bullet + O_2^- + O_2$
<b>Proceso fotoquímico</b>	
<b>Ozonación + UV (a) y ozonación con <math>H_2O_2</math>+UV (b)</b>	a) $O_3 + H_2O + hv \rightarrow 2OH^\bullet + O_2$ b) $2O_3 + H_2O_2 + hv \rightarrow 2OH^\bullet + 3O_2$
<b>Foto fenton</b>	$Fe^{2+} + H_2O + hv \rightarrow Fe^{2+} + OH^\bullet + H^+$
<b>Fotocatálisis con <math>TiO_2</math></b>	$TiO_2 + hv \rightarrow OH^\bullet + O_2^\bullet -$
<b>Proceso sonoquímico</b>	Las ondas de ultrasonido forman microburbujas de cavitación, que al romperse generan energía que rompe las moléculas de agua produciendo los radicales OH•, HO <sub>2</sub> • y O•. Además de las ondas de ultrasonido, se puede utilizar O <sub>3</sub> o H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> , que intensifican la producción de radicales libres.
<b>Proceso electroquímico</b>	
<b>Electro-Fenton</b>	Implica la producción <i>in situ</i> de $H_2O_2$ mediante la reducción de $O_2$ en una celda electroquímica en medio ácido (pH=3) para posteriormente realizar el proceso Fenton convencional. $O_2 + 2H^+ + 2e^- \rightarrow H_2O_2$

### Fotocatálisis con $TiO_2$

Uno de los POA más estudiado es la fotocatálisis heterogénea con el material semiconductor dióxido de titanio ( $TiO_2$ ) en su forma cristalina *anatasa*. El  $TiO_2$ , al igual que otros materiales, presenta a nivel

atómico dos regiones en las que se distribuyen los electrones, la banda de conducción (BC), donde se localizan los electrones en movimiento responsables de conducir la corriente eléctrica, y la banda de valencia (BV), que aloja a los electrones que participan en la formación de enlaces. La diferencia energética entre estas bandas es denominada brecha energética o “band gap” y, en el caso del  $\text{TiO}_2$ , es de 3.2eV. Los electrones de la BV pueden absorber fotones. Cuando la energía de estos es igual o mayor que la brecha energética, los electrones migran hacia la BC, fenómeno denominado fotoexcitación. Por cada electrón que migra se genera un espacio vacío con carga positiva en la BV, produciendo así el par electrón-hueco, especie clave en el proceso de fotocatalisis. En el proceso inverso, la recombinación, los electrones pueden “caer” desde un estado energético superior a un hueco de la BV, ocasionando la desaparición del par electrón-hueco (Fujishima, Zhang, & Tryk, 2088). La energía requerida para activar el  $\text{TiO}_2$  debe poseer una longitud de onda de  $\lambda < 400\text{nm}$ , correspondiente a la radiación UV (Etacheri, Di Valentin, Schneider, Bahnemann, & Pillai, 2015).

La fotocatalisis con  $\text{TiO}_2$  comprende una serie de reacciones de óxido-reducción y se lleva a cabo en presencia de oxígeno y agua. El proceso comienza con la adsorción de estas especies y del contaminante emergente en la superficie del  $\text{TiO}_2$ , seguido de la activación del catalizador (Hermann, 1999). Véase figura 2.

Cuando el  $\text{TiO}_2$  es activado (1) se genera el par electrón-hueco, los electrones excitados migran a la superficie del catalizador iniciando las reacciones redox. El agua es oxidada (2) generando radicales hidroxilo  $\bullet\text{OH}$ , que oxidan a las moléculas del contaminante adsorbido en el catalizador (3). El oxígeno es reducido a (4), este a su vez genera el radical  $\bullet\text{OOH}$  (5) y al reducirse genera  $\text{H}_2\text{O}_2$  (6). Las especies reactivas y  $\bullet\text{OOH}$  participan también en la oxidación del contaminante emergente (7 y 8). Cuando el contaminante emergente es transformado en su totalidad en  $\text{CO}_2$ , el proceso se denomina *mineralización* (Fujishima, Zhang, & Tryk, 2088). Véase figura 3.

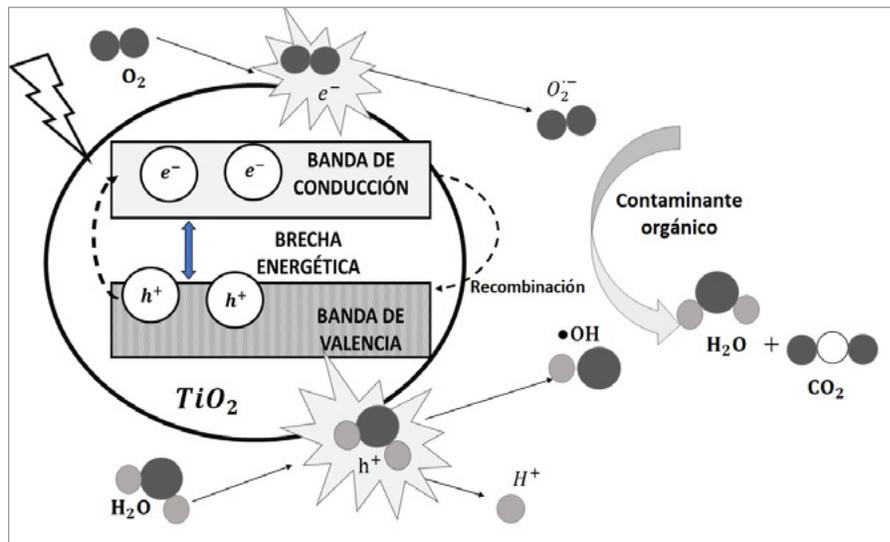
## Tendencias de la fotocatalisis con $TiO_2$ .

En la actualidad, la investigación se ha centrado en optimizar el diseño de reactores que favorezcan mayor eficiencia en la fotocatalisis, así como en mejorar el proceso de oxidación, para lo cual se han desarrollado nanomateriales que permiten aprovechar el área superficial total del  $TiO_2$  (Wang, y otros, 2021). Finalmente, en la búsqueda de procesos más económicos, se ha modificado la estructura interna del  $TiO_2$ , de manera que el proceso pueda ser activado con luz solar (Etacheri, Di Valentin, Schneider, Bahnemann, & Pillai, 2015).

## Conclusiones.

La fotocatalisis con  $TiO_2$  es un proceso químico utilizado como

Figura 2. Esquema de la fotocatalisis en la superficie del  $TiO_2$ .



un tratamiento avanzado de agua, seguro y efectivo que permite la eliminación de contaminantes emergentes de este medio. Su aplicación es aún a escala piloto, sin embargo, la creciente necesidad mundial de reutilizar el agua de manera segura incentiva constantemente la investigación y el desarrollo tecnológico a fin de establecer las condiciones óptimas para su aplicación. 💧

Figura 3. Reacciones del proceso de fotocatalisis con  $TiO_2$

Mecanismo de reacción de la fotocatalisis con $TiO_2$	
$TiO_2 \xrightarrow{h\nu} TiO_2 (h^+_{BV} + e^-_{BC})$	1. Activación del catalizador
$H_2O + h^+_{BV} \rightarrow \cdot OH + H^+$	2. Oxidación del agua
$\cdot OH + CE \rightarrow CO_2 + H_2O$	3. Oxidación del contaminante emergente
$O_2 + e^-_{BC} \rightarrow O_2^-$	4. Reducción del oxígeno al radical superóxido
$O_2^- + H^+ \rightarrow \cdot OOH$	5. Formación del radical hidropéroxilo
$\cdot OOH + \cdot OOH \rightarrow H_2O_2 + O_2$	6. Reducción del radical péroxido
$O_2^- + CE \rightarrow CO_2 + H_2O$	7. Oxidación del contaminante emergente
$\cdot OOH + CE \rightarrow CO_2 + H_2O$	8. Oxidación del contaminante emergente

## Referencias.

- Ahmed, M., Zhou, J., Ngo, H., Guo, W., Thomaidis, N., & Xu, J. (2017). Progress in the biological and chemical treatment technologies for emerging contaminant removal from wastewater: A critical review. *J. Hazard. Mater.*, 323, 274-298.
- Deblonde, T., Cossu-Leguille, C., & Hartemann, P. (2011). Emerging pollutants in wastewater: A review of the literature. *Int. J. of Hyg. Environ. Health*, 214(6), 442-448.
- Deng, Y., & Zhao, R. (2015). Advanced Oxidation Processes (AOPs) in Wastewater Treatment. *Curr. Pollut. Rep.*, 1, 167-176.
- Etacheri, V., Di Valentin, C., Schneider, J., Bahnemann, D., & Pillai, S. (2015). Visible-light activation of TiO<sub>2</sub> photocatalysts: Advances in theory and experiments. *J. Photochem. Photobiol. C: Photochem. Rev.*, 25, 1-29.
- Fujishima, A., Zhang, X., & Tryk, D. (2088). TiO<sub>2</sub> photocatalysis and related surface phenomena. *Surf. Sci. Rep.*, 63(12), 515-582.
- Geissen, V., Mol, H., Klumpp, E., Umlauf, G., Nadal, M., van der Ploeg, M., . . . Ritsema, C. (2015). Emerging pollutants in the environment: A challenge for water resource management. *Int. Soil and Water Conserv. Res.*, 3(1), 57-65.
- Gogoi, A., Mazumder, P., Tyagi, V., Chaminda, G., An, K., & Kumar, M. (2018). Occurrence and fate of emerging contaminants in water environment: A review. *Groundw. Sustain. Dev.*, 6, 169-180.
- Hermann, J. (1999). Heterogeneous photocatalysis: Fundamentals and applications to the removal of various types of aqueous pollutants. *Catal. Today*, 53, 115-129.
- Kanaujiya, D., Paul, T., Sinharoy, A., & Pakshirajan, K. (2019). Biological Treatment Processes for the Removal of Organic Micropollutants from Wastewater: a Review. *Curr. Pollut. Rep.*, 5, 112-128.
- López-Pacheco, I., Silva-Núñez, A., Salinas-Salazar, C., Arévalo-Gallegos, A., Lizarzo-Holgín, L., Barceló, D., . . . Parra-Saldívar, R. (2019). Anthropogenic contaminants of high concern: Existence in water resources and their adverse effects. *Sci. Total Environ.*, 690, 1068-1088. Obtenido de [https://tec.mx/sites/default/files/2019-08/1-s2.0-S0048969719331651-main%20\(1\).pdf](https://tec.mx/sites/default/files/2019-08/1-s2.0-S0048969719331651-main%20(1).pdf)
- Ong, C. (2015). Water reuse, emerging contaminants and public health: state-of-the-art analysis. *Int. J. Water Resour. Dev.*, 32(4), 514-525.

Oturan, M., & Aaron, J. (2014). Advanced Oxidation Processes in Water/Wastewater Treatment: Principles and Applications. A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 44, 2577-2641.

Oturan, M., & Aaron, J. (2014). Advanced oxidation processes in water/wastewater treatment: Principles and applications. A review. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.*, 44, 2577-2641.

Rodriguez-Narvaez, O., Peralta-Hernández, J., Goonetilleke, A., & Bandala, E. (2017). Treatment technologies for emerging contaminants in water: A review. *Chem. Eng. J.*, 323, 361-380.

Teodosiu, C., Gilca, A., Barjoveanu, G., & Fiore, S. (2018). Emerging pollutants removal through advanced drinking water treatment: A review on processes and environmental performances assessment. *J. Clean. Prod.*, 1210-1221.

Wang, D., Mueses, M., Colina Márquez, J., Machuca-Martínez, F., Grcic, I., Muniz Moreira, R., & Li Puma, G. (2021). Engineering and modeling perspectives on photocatalytic reactors for water treatment. *Water Res.*, 202(1), 117421.

# REVISIÓN SOBRE LA PROBLEMÁTICA DE LOS ANTIBIÓTICOS COMO CONTAMINANTES EMERGENTES EN SISTEMAS ACUÁTICOS

**MIGUEL ATL SILVA MAGAÑA**  
FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM

**YATZIRI DAMARIS TORRES RUIZ**  
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES ZARAGOZA, UNAM

**BLANCA HERNANDEZ BAUTISTA**  
INSTITUTO DE ECOLOGÍA, UNAM

## Resumen

En esta revisión se da una visión histórica sobre el uso de antibióticos en México y sobre la creciente problemática asociada a su consumo desmedido a nivel clínico y agroindustrial desde la década de 1930. Además, se discute la forma en que ha afectado a los sistemas naturales acuáticos, convirtiéndose en un problema cada vez más grande y que debe de ser atendido.

## Introducción

Hoy en día el uso de medicamentos es una práctica común para tratar enfermedades, pero, de acuerdo

con la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2011), se estima que cerca de un tercio de los fármacos consumidos son usados de manera inadecuada, ya sea por el sector médico o bien en el sector agropecuario.

Dentro de estos medicamentos, los antibióticos tienen una especial relevancia debido a que se ha demostrado que pueden llevar al desarrollo de resistencia bacteriana, esto desemboca en la reducción de la efectividad de los tratamientos, generando una mayor mortalidad por problemas infecciosos (Mayor, 2016) y desencadenando problemas de

salud pública, además, genera problemas al desregular los ciclos en los ecosistemas (Iwu et al., 2020). Como resultado, en los últimos años se ha tratado de entender de mejor manera esta problemática y, en particular, de dilucidar la dinámica de la presencia de antibióticos en los sistemas acuáticos, así como las repercusiones en los mismos (Zaman et al., 2017).

### Revisión histórica del uso de antibióticos en México y sus regulaciones

En 1985 la OMS planteó el uso racional de medicamentos como un tema que debía ser de especial interés para la salud pública y que debería ser integrado de manera paulatina en las reglamentaciones internacionales y nacionales de sus miembros (WHO, 1985).

En la Asamblea Mundial de la Salud de 1998 se acordó que los países miembros debían de realizar acciones encaminadas a mejorar el uso de fármacos en la población, enfatizando el uso inadecuado de antibióticos como uno de los problemas venideros. El mismo año, la Organización Panamericana de la

Salud (OPS) dio a conocer su Plan estratégico de vigilancia de la resistencia a los antibióticos como un marco de referencia para los países de la región. Éste hace referencia a los primeros datos de resistencia por parte de algunos patógenos a trimetoprima y sulfametoxazol, dos de los antibióticos más utilizados en ese entonces para tratar infecciones hospitalarias y de amplio uso en la industria agroalimentaria. En el 2001 se planteó una estrategia global para la contención de resistencia a antibióticos (WHO, 2001).

En México el uso de antibióticos está marcado por la amplia exportación de penicilinas desde 1940 a 1960, época en la que se tenía una dependencia hacia Estados Unidos. Su uso intensivo ayudó a cambiar la esperanza de vida promedio de 38.8 a 75.3 años entre 1930 y 2000 (Aguilar Aguilar, 2015).

Históricamente, México ha tenido un alto uso de antibióticos como resultado de la falta de restricciones en su administración y venta, estando entre los países latinoamericanos con mayor consumo per cápita (Wirtz et al., 2010). La venta de antibióticos fue libre en este país desde 1930 y no se requería

algún tipo de prescripción médica para adquirirlos, no fue sino hasta el año 2010 que la presión en regulaciones internacional y la creciente problemática detectada de resistencia microbiana provocó que su venta fuera únicamente por medio de recetas médicas autorizadas.

En materia de uso agrícola y de producción animal, la Ley Federal de Sanidad Animal Mexicana de 2007 prohibió el uso de diversos antibióticos para el control de enfermedades en cultivos y en la alimentación animal, pero es hasta 2018 que se declara la obligatoriedad de la Estrategia Nacional de Acción contra la Resistencia a los Antimicrobianos (DOF: 05/06/2018).

### Datos sobre el uso y abuso de antibióticos

Las infecciones por bacterias resistentes a los antibióticos son responsables de alrededor de 700 mil muertes por año en el mundo y se estima que serán responsables de más de 10 millones de muertes por año en 2050 (Huemer, 2020).

La OMS indica que los niveles de resistencia a infecciones bacterianas graves son elevados tanto en

los países de ingresos altos como en los de ingresos bajos (WHO, 2018), mientras que el desarrollo de nuevas sustancias antimicrobianas está disminuyendo (Huemer, 2020).

El ambiente también es un reservorio de organismos resistentes y, sin duda, la exposición a los antibióticos a través de la práctica agrícola, el tratamiento de aguas residuales y diversas áreas de producción agrícola, son factores que deben ser mayormente estudiados.

El uso de antibióticos veterinarios en la acuicultura ha aumentado la resistencia a los antibióticos en los patógenos de los peces, además, el consumo no detectado de antibióticos en los alimentos puede generar problemas de alergia y toxicidad de difícil diagnóstico, tanto para los trabajadores como para los consumidores (Wright, 2010).

En los sistemas que incluyen a las aguas residuales se ha demostrado la presencia de una amplia gama de bacterias resistentes. En un gran número de casos, las aguas residuales están al lado de zonas poblacionales, zonas recreativas o son usadas para el riego de hortalizas de consumo humano, como el

caso del Valle del Mezquital, la zona de cultivo más cercana a la Ciudad de México (Contreras et al., 2017). Además, diversos fármacos pueden acumularse en los suelos a través de los años (Dalkmann, et. al, 2012).

Por otro lado, las bacterias resistentes que se encuentran en ambientes acuáticos naturales pueden constituir parte del reservorio natural de genes de resistencia (Nnadozie et al, 2019), aunque este proceso ha sido aún poco estudiado y entendido.

## Conclusiones

El consumo histórico de antibióticos en México ha sido alto por su utilización para el tratamiento de diferentes enfermedades, lo que ha permitido aumentar la calidad de vida de las personas. Sin embargo, su empleo plantea un problema. A pesar de que su venta y distribución han sido legisladas a nivel clínico y agropecuario, esta decisión es relativamente reciente, por lo que no se tienen datos claros de las repercusiones asociadas a su uso, tanto a nivel de salud pública como a nivel ambiental en sistemas acuáticos. Aunque la resistencia a antibióticos

es reconocida como un problema mundial, diversos sucesos acontecidos en los últimos años, entre los que se encuentran movimientos políticos internos, desafíos de salud generalizados o globales, como la pandemia de COVID 19, entre otros, han provocado que no se tengan suficientes fondos para el estudio de la problemática de resistencia antimicrobiana.

A nivel académico, los estudios realizados en México sobre el área ambiental en sistemas acuáticos con una visión interinstitucional son pocos debido, en gran medida, a la complejidad de los mismos y a la falta de recursos. A pesar de ello, éstos dejan en claro que es necesario realizar estudios más amplios que permitan comprender la problemática en el corto, mediano y largo plazos. 💧

## Referencias

- Aguilar Aguilar, R. (2015). Los albores de la penicilina en México. *Tzintzun. Revista de Estudios Históricos*, 62, 242–270. [http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1870-719X2015000200008&lng=es&nrm=iso&tlng=es](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1870-719X2015000200008&lng=es&nrm=iso&tlng=es)
- Alós, J. I. (2015). Resistencia bacteriana a los antibióticos: una crisis global. *Enfermedades infecciosas y microbiología clínica*, 33(10), 692-699. <https://doi.org/10.1016/j.eimc.2014.10.004>
- Contreras, J. D., Meza, R., Siebe, C., Rodríguez-Dozal, S., López-Vidal, Y. A., Castillo-Rojas, G., Amieva, R. I., Solano-Gálvez, S. G., Mazari-Hiriart, M., Silva-Magaña, M. A., Vázquez-Salvador, N., Rosas Pérez, I., Martínez Romero, L., Salinas Cortez, E., Riojas-Rodríguez, H., & Eisenberg, J. N. S. (2017). Health risks from exposure to untreated wastewater used for irrigation in the Mezquital Valley, Mexico: A 25-year update. *Water Research*, 123, 834–850. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.06.058>
- Dalkmann, P., Broszat, M., Siebe, C., Willaschek, E., Sakinc, T., Huebner, J., Amelung, W., Grohmann, E., & Siemens, J. (2012). Accumulation of pharmaceuticals, Enterococcus, and resistance genes in soils irrigated with wastewater for zero to 100 years in central Mexico. *PloS one*, 7(9), e45397. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0045397>
- Huemer, M., Mairpady Shambat, S., Brugger, SD y Zinkerna-gel, AS (2020). Resistencia y persistencia a los antibióticos: implicaciones para la salud humana y las perspectivas de tratamiento. *Informes EMBO*, 21 (12), e51034. <https://doi.org/10.15252/embr.202051034>
- Iwu, C. D., Korsten, L., & Okoh, A. I. (2020). The incidence of antibiotic resistance within and beyond the agricultural ecosystem: A concern for public health. *MicrobiologyOpen*, 9(9), 1–28. <https://doi.org/10.1002/mbo3.1035>
- Mayor, S. (2016). Increase in deaths from antibiotic resistant infections may limit rising longevity, report warns. *BMJ (Online)*, 353(May), 2845. <https://doi.org/10.1136/bmj.i2845>
- Nnadozie CF, Odume ON. (2019) Freshwater environments as reservoirs of antibiotic resistant bacteria and their role in the dissemination of antibiotic resistance genes. *Environ Pollut.* 254:113067. [doi: 10.1016/j.envpol.2019.113067](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113067)
- WHO (1985). The rational use of drugs. Report of the conference of experts, Nairobi, 25–29 November 1985.

- WHO. (2001). World Health Organization. Global Strategy for Containment of Antimicrobial Resistance. *World Health Organization*, 105.
- WHO. (2011). The World Medicines Situation 2011. Medicines prices, availability and affordability. *The World Medicines Situation*, 32. [http://www.who.int/medicines/areas/policy/world\\_medicines\\_situation/WMS\\_ch6\\_wPricing\\_v6.pdf](http://www.who.int/medicines/areas/policy/world_medicines_situation/WMS_ch6_wPricing_v6.pdf)
- WHO. (2018). WHO report on surveillance of antibiotic consumption: 2016-2018 early implementation. Geneva: World Health Organization. ISBN 978-92-4-151488-0
- Wright G. D. (2010). Antibiotic resistance in the environment: a link to the clinic?. *Current opinion in microbiology*, 13(5), 589–594. <https://doi.org/10.1016/j.mib.2010.08.005>
- Wirtz, V. J., Dreser, A., & Gonzales, R. (2010). Trends in antibiotic utilization in eight Latin American countries, 1997-2007. *Revista Panamericana de Salud Publica/Pan American Journal of Public Health*, 27(3), 219–225. <https://doi.org/10.1590/S1020-49892010000300009>
- Zaman, S. Bin, Hussain, M. A., Nye, R., Mehta, V., Mamun, K. T., & Hossain, N. (2017). A Review on Antibiotic Resistance: Alarm Bells are Ringing. *Cureus*, 9(6). <https://doi.org/10.7759/cureus.1403>

# EVALUACIÓN DEL POTENCIAL RIESGO HUMANO OCASIONADO POR LOS CONTAMINANTES EMERGENTES A TRAVÉS DEL CONSUMO DE AGUA

ISAURA YÁÑEZ NOGUEZ  
MARÍA TERESA ORTA LEDESMA  
INSTITUTO DE INGENIERÍA, UNAM

## Resumen

Los estudios de los compuestos emergentes consideran diferentes vertientes relacionadas con su presencia en el agua. Los aspectos más estudiados son la detección, concentración en diferentes tipos de agua, tratamientos para su remoción y la actividad estrogénica. Más aún, es necesaria una evaluación integral que, además, incluya un índice del riesgo que dichos compuestos puedan implicar a los seres humanos. Basado en estudios previos realizados por el Instituto de Ingeniería de la UNAM, se describe una evaluación del potencial riesgo humano ocasionado por los contaminantes emergentes a través del consumo de agua, la cual engloba tanto la presencia,

concentración, desinfección y subproductos derivados de la desinfección con cloro y ozono, actividad estrogénica y un índice de riesgo. La combinación de elementos permite un diagnóstico y tratamiento oportuno, eficaz y completo para evitar los efectos en la salud humana por la posible ingesta de contaminantes emergentes a través del agua potable.

## Contaminantes emergentes – disruptores endócrinos

El término compuesto disruptor-endócrino (EDCs, por sus siglas en inglés) define un conjunto diverso y heterogéneo de compuestos químicos capaces de



alterar el equilibrio hormonal. Muchos de los compuestos emergentes que se han detectado en diversas fuentes de agua causan disrupción endócrina, interfiriendo en la biosíntesis, transporte, metabolismo o en la unión a los receptores a nivel celular. El daño se da principalmente en las glándulas que producen las hormonas (Guzmán y Ramírez, 2012).

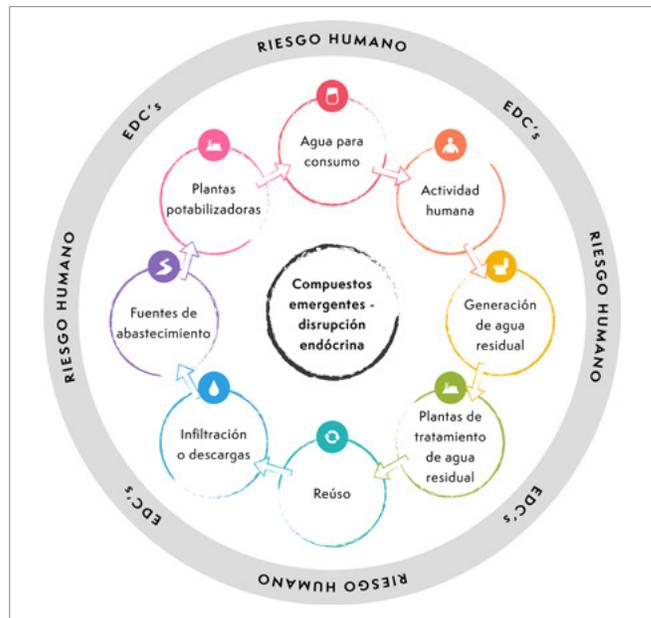
### Trazabilidad de los EDCs

La causa principal de la presencia de los EDCs en los sistemas acuáticos es las descargas de las aguas residuales municipales. Los EDCs, generalmente, se descargan en el ambiente sin recibir algún tratamiento y cada día se estima un aumento de éstos debido a la sobrepoblación de las áreas urbanas (véase Figura 1).

### Evaluación integral de los EDCs

Para minimizar los efectos en la salud humana debido a la posible ingesta de contaminantes emergentes a través del agua potable se describe una combinación de elementos que permitirán un diag-

Figura 1. Trazabilidad de los EDCs.



Fuente: Elaboración propia.

nóstico y tratamiento oportuno, eficaz y completo respecto a la presencia de EDCs (véase Figura 2).

Figura 2. Evaluación integral de EDCs.



Fuente: Elaboración propia

### Detección y cuantificación

Una metodología integrada: Bioluminescent Yeast Estrogen Screen y Gas Chromatography Mass Spectrometry (BLYES-GC/MS) es propuesta para determinar la presencia, concentración y actividad estrogénica de EDCs, ya que no existe una relación directa entre la concentración de los EDCs y la intensidad de la actividad estrogénica (Myers y Hessler 2007; Orta et al. 2019). GC/MS es un método lineal para 5 a 1000 ng L<sup>-1</sup>, con coeficientes de determinación r<sup>2</sup> superiores a 0.98, con límites de detección (LD) de 5 ng L<sup>-1</sup> y de cuan-

tificación (LC) de 15 ng L<sup>-1</sup>; las recuperaciones logradas fueron entre el 90.8 y 100.2%. Las sustancias con actividad estrogénica son detectadas por la levadura genéticamente modificada de *Saccharomyces cerevisiae* mediante la técnica BLYES y su concentración se representa en ng/L de equivalentes de 17β-estradiol (EEQ) (Bergamasco et al. 2011; Sanseverino et al. 2005).

### Tratamiento mediante ozono y cloro y subproductos

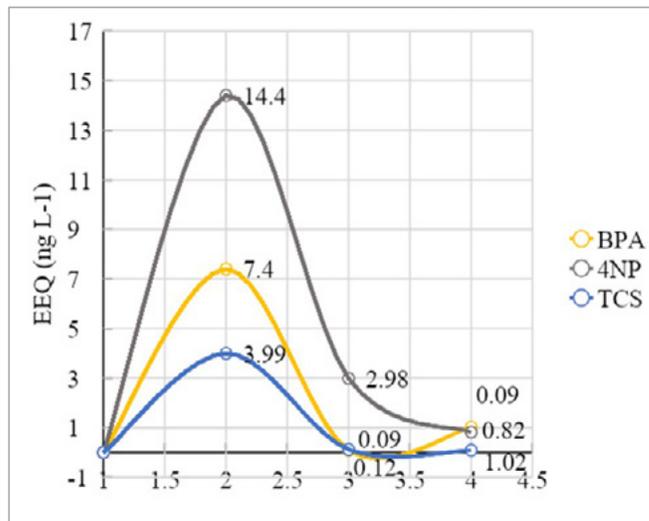
Los tratamientos más eficaces para la remoción de EDCs en agua son el ozono y el cloro, con eficiencias de 99.9% y 99%, respectivamente (Mutseyekwa et al. 2017; Orhon et al. 2017; Orta et al. 2019). No obstante, es importante considerar la generación de subproductos que pueden interactuar con los EDCs durante la desinfección. Para ello es recomendable evaluar no sólo la remoción de los compuestos emergentes después de los procesos de desinfección, sino también la potencial interrupción endócrina que éstos puedan generar. Sobre todo, cuando algunos trabajos han informado de una relación entre la aparición

de subproductos y la actividad estrogénica (Dias et al. 2015; Fredj et al. 2017). Entre los principales subproductos generados durante la desinfección con ozono y cloro, y que incluso se detectan tras la remoción de los EDCs, se reportan los siguientes: para el cloro - triclorofenol, monocloronilfenol (MCNP), dicloronilfenol (DCNP), 2,4,6-triclorofenol, o-cloro-p-fenilfenol (Canosa et al.; 2005; Orta et al. 2019); para el caso del ozono - ácidos 4-hidroxibenzoico, 3-buten-2-ol, clorocatecol, 2,4-diclorofenol, clorocatecol, mono-hidroxi-triclosán y di-hidroxi-triclosán, ácidos malónico y oxálico, (Chen et al. 2012; Orta et al. 2019).

Tras suponer un riesgo al humano por la actividad estrogénica se buscan alternativas que permitan detectar de forma oportuna en el agua destinada al consumo humano. Ello considerando que los estrógenos ambientales se han relacionado con cáncer de mama y de próstata (Adeel et al. 2017). Una alternativa es la propuesta por los investigadores del Instituto de Ingeniería, UNAM quienes evaluaron la presencia y concentración de EDCs, así como la actividad estrogénica en muestras de agua de pozo enriquecidas con

1000 ngL-1 de BPA, 4-NP y TCS (véase Figura 3) tras la desinfección con ozono y cloro.

**Figura 3.** Actividad estrogénica de los EDC antes y después de los procesos de desinfección con ozono y cloro.



Se comprobó que ambos tratamientos conducen a la reducción de la estrogénica (ng L-1

EEQ de  $17\beta$ -estradiol) en el agua. La eliminación de la actividad estrogénica para BPA, 4-NP y TCS, respectivamente, se estableció en un 98,7%, 79,3% y 97,0% con ozono y 86,2%, 94,3% y 97,8% con cloro. No se descubrió ningún aumento de la actividad estrogénica provocado por la producción de subproductos posteriores a los procesos de desinfección, por lo que se determinó que los subproductos generados no contribuyeron a aumentar la estrogénicidad. La evaluación integral incluyó además una evaluación del riesgo que implica para los seres humanos (HRA por sus siglas en inglés de - Human Risk Assessment) la presencia de EDCs en agua.

## HRA

Dado que no existe una relación directa entre la intensidad de la respuesta de la actividad estrogénica (ng L<sup>-1</sup> EEQ de  $17\beta$ -estradiol) con la concentración de EDCs (ng L<sup>-1</sup>) (Myers y Hessler 2007; Orta et al. 2019), es recomendable incluir ambos parámetros para realizar una HRA. Tomando como base el método desarrollado por Riva et al. (2018), se incluyó tanto un Cociente de Peligrosidad (HQ)

individual como un Índice de Peligrosidad (HI) de riesgo acumulado, considerando, además de la concentración los niveles de estrogénicidad de los EDCs: BPA, 4-NP y TCS (véase Tabla 1). Los datos indicaron que los procesos de oxidación con cloro y ozono eliminaron los posibles riesgos en todos los casos, la evaluación permitió descartar cualquier riesgo real para la salud humana derivado de la presencia de estos contaminantes en las concentraciones estudiadas, ya sea como compuesto único o como mezcla. Incluso, los datos están dentro de lo reportado por Adeel et al. (2017), para una ingesta diaria aceptable de estrógenos (ng L<sup>-1</sup>) y concentraciones previstas sin efecto (ng L<sup>-1</sup>) (véase Tabla 2).

**Tabla 1.** Evaluación de riesgo (HRA) posterior a la ozonación y cloración de agua de pozo fortificada con 1000 ng/L de BPA, 4NP y TCS.

EDC	HQ			HI		
	Inicial	Cloro	Ozono	Inicial	Cloro	Ozono
BPA	$4.5 \times 10^{-3}$	$5.9 \times 10^{-4}$	$6.3 \times 10^{-4}$	3.0	$6.9 \times 10^{-2}$	$1.2 \times 10^{-1}$
4-NP	$1.9 \times 10^{-3}$	$6.8 \times 10^{-5}$	$6.1 \times 10^{-5}$			
TCS	3.0	$6.8 \times 10^{-2}$	$1.2 \times 10^{-1}$			

**Tabla 2.** Ingesta diaria aceptable de estrógenos para los seres humanos y concentración prevista sin efecto sobre la vida acuática.

Grupo	EEQ (ng día-1)
Adultos / 60 k)	3000
Niños / 10 kg	500
Adultos	4.1*
Infantes	1.6*
Concentración prevista sin efecto para la vida acuática (ng/L).	2 (largo plazo) 5 (corto plazo)

\* Ingesta diaria aceptable para los seres humanos a través del agua potable (2.0 L/día-1).

Fuente: Adaptado de Adeel et al. 2017

## Conclusiones

La combinación los elementos propuestos, como las metodologías integradas que tienen en cuenta la concentración de EDC, la estrogenicidad, así como una HRA, permite un diagnóstico y un tratamiento oportunos, eficaces y completos para evitar los efectos en la salud humana debidos a la posible ingesta de contaminantes emergentes a través del agua potable. 💧

## Bibliografía

- Adeel, M., Song, X., Wang, Y., Francis, D. and Yang, Y. (2017). Environmental impact of estrogens on human, animal and plant life: A critical review. *Environment International* 99: 107–119.
- Bergamasco, A. M. D., Eldridge, M., Sanseverino, J., Sodré, F. F., Montagner, C., C., Pescara, I. C., Jardim, W. F. and Umbuzeiro, G. A. (2011). Bioluminescent Yeast Estrogen Assay (BLYES) as a sensitive tool to monitor surface and drinking water for estrogenicity. *Journal Environmental Monitoring* 13: 3288–3293.
- Canosa, P., Morales, S., Rodríguez, I., Rub , E., Cela, R. and Gómez, M. (2005). Aquatic degradation of triclosan and formation of toxic chlorophenols in presence of low concentrations of free chlorine. *Analytical Bioanalytical Chemistry* 383 (7-8): 1119–1126.
- Chen, X., Richard, J., Liu, Y., Dopp, E., Tuerk, J. and Bester, K. (2012). Ozonation products of triclosan in advanced wastewater treatment. *Water Research* 46: 2247–2256.
- Dias, A.C.V., Gomes, F.W., Bila, D.M., Sant'Anna, G. L. Jr, and Dezotti, M., (2015). Analysis of estrogenic activity in environmental waters in Rio de Janeiro state (Brazil) using the yeast estrogen screen. *Ecotoxicology Environmental Safety* 120: 41–47.
- Fredj, B. S., Novakoski, T. R., Tizaoui, Ch. and Monser, L. (2017). Two-Phase Ozonation for the Removal of Estrone, 17 $\beta$ -Estradiol and 17 $\alpha$ -Ethinylestradiol in Water Using Ozone-Loaded Decamethylcyclopentasiloxane. *Ozone: Science and Engineering* 39 (5): 343–356.
- Guzmán Martínez M.C. & Ramírez Romero P. (2012). Disfunci n endócrina debida a contaminantes ambientales. *Elementos*, 87, 19–25.
- Mutseyekwa M.E., Dođan  ., and Pirgalioglu S. 2017. Ozonation for the removal of bisphenol A. *Water Science and Technology*, 76(10), 2764–2775.
- Myers, P. and Hessler W. (2007). Does the dose make the poison? Extensive results challenge a core assumption in toxicology. *Environmental Health News*.
- Orhon K.B., Orhon A.K., Dilek F.B., Yetis U. (2017) Triclosan removal from surface water by ozonation - Kinetics and by-products formation. *Journal Environmental Management*, 204 (1): 327–336.
- Orta L. M. T, Aguirre-Londo o Jessica and Y nez-Noguez Isaura. (2019). Assessing the estrogenic activity of EDCs and human

risks of groundwater after ozonation and chlorination.  
Ozone: Science and Engineering.

Riva, F., Castiglioni, S., Fattore, E., Manenti, A. and Davoli, E. (2018).  
Monitoring emerging contaminants in the drinking water of  
Milan and assessment of the human risk. *International Journal  
of Hygiene and Environmental Health*, 221: 451-457.

Sanseverino J., Gupta R.K., Layton A.C., Patterson S.S., Ripp S.A.,  
Saidak L., Simpson M.L., Schultz T.W. and Sayler G.S. (2005).  
Use of *Saccharomyces cerevisiae* BLYES Expressing Bacterial  
Bioluminescence for Rapid, Sensitive Detection of Estroge-  
nic Compounds. *Applied Environmental Microbiology*, 71 (8):  
4455-4460.

# Convocatoria 2022



Te invitamos a participar  
en nuestra publicación digital

# Impluvium

Consulta los detalles en:  
[www.agua.unam.mx/impluvium.html](http://www.agua.unam.mx/impluvium.html)

Próximos números	Fecha de recepción
Innovaciones en el tratamiento de aguas residuales	Del 24 de enero al 4 de abril del 2022
Enfoque de género en la gestión y cultura del agua	Del 11 de abril al 27 de junio del 2022
Instrumentos económicos para la gobernanza de los recursos hídricos	Del 4 de julio al 26 de septiembre del 2022
Soluciones basadas en la naturaleza y en el paisaje para la gestión del agua en las ciudades	Del 3 de octubre al 13 de diciembre del 2022



Te invitamos a participar  
en nuestra publicación digital

# Impluvium

Con el tema:

## **INNOVACIONES EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES**

Recepción de trabajos:  
**DEL 24 DE ENERO AL  
4 DE ABRIL DEL 2022**

Consulta los detalles en:  
[www.agua.unam.mx/impluvium.html](http://www.agua.unam.mx/impluvium.html)

El propósito principal del tratamiento de aguas residuales (TAR) es remover el material contaminante, orgánico e inorgánico, para alcanzar una calidad final que permita llevar a cabo de manera segura una serie de actividades, como su ingesta directa, o bien, retornarla al ambiente sin que éste sufra afectaciones negativas.

Las opciones tecnológicas disponibles son limitadas y, en general, no están diseñadas para enfrentar los crecientes retos derivados de la transición hacia una economía circular o del uso intensivo de fármacos, plásticos y otros contaminantes emergentes. Ante esta situación, se ha hecho un llamado a adoptar tecnologías sustentables para el TAR, que: empleen la menor cantidad de energía posible en los procesos; que utilicen menores insumos químicos y materiales para la construcción y operación; que reduzcan su impacto negativo en el ambiente y en la sociedad; y que potencien el desarrollo de las comunidades mediante la utilización de agua tratada y la generación de subproductos reutilizables, como energía y nutrientes.

Se invita a las personas interesadas a presentar trabajos relacionados con los siguientes temas:

- Tratamiento de contaminantes emergentes
- Soluciones Basadas en la Naturaleza y en el Paisaje para el TAR
- Innovaciones tecnológicas en los tratamientos físico-químicos y biológicos
- Remoción de nutrientes
- Tratamiento y manejo de lodos
- Tratamiento y manejo de emisiones gaseosas



Te invitamos a participar  
en nuestra publicación digital

# Impluvium

Con el tema:

## **ENFOQUE DE GÉNERO EN LA GESTIÓN Y CULTURA DEL AGUA**

Recepción de trabajos:  
**DEL 11 DE ABRIL AL  
27 DE JUNIO DEL 2022**

Consulta los detalles en:  
[www.agua.unam.mx/impluvium.html](http://www.agua.unam.mx/impluvium.html)

Las mujeres y los hombres tienen una relación diferenciada con el agua. Ésta suele manifestarse en asimetrías sobre el acceso, uso, manejo y conservación de los recursos hídricos, así como en una participación desigual en el sistema de gobernanza.

A pesar de que diversos instrumentos internacionales han enfatizado la necesidad de avanzar hacia la equidad de género en la gestión y cultura del agua, se requieren mayores estudios que consideren las distintas escalas geográficas y que tomen en cuenta la transversalización del enfoque a lo largo de todas las etapas involucradas en la administración de los recursos hídricos.

Así, en este número invitamos a las y los interesados a proponer artículos que analicen los siguientes temas:

- Conceptos básicos del enfoque de género y su relación con el agua
- Defensa del agua y el territorio con enfoque de género
- Cultura del agua y género
- Violencias y brechas de género en la gestión de los recursos hídricos
- División sexual del trabajo en el sector hídrico
- Los problemas del agua y sus impactos de género
- Derecho humano al agua y al saneamiento con enfoque de género
- Evaluación, monitoreo y reporte género-sensible



Te invitamos a participar  
en nuestra publicación digital

# Impluvium

Con el tema:

## **INSTRUMENTOS ECONÓMICOS PARA LA GOBERNANZA DE LOS RECURSOS HÍDRICOS**

Recepción de trabajos:  
**DEL 4 DE JULIO AL  
26 DE SEPTIEMBRE DEL 2022**

Consulta los detalles en:  
[www.agua.unam.mx/impluvium.html](http://www.agua.unam.mx/impluvium.html)

El empleo de instrumentos económicos ha acompañado desde hace varias décadas a los métodos de regulación directa para la gestión del agua. Su objetivo es aplicar incentivos y mecanismos de mercado para resolver problemas relacionados con el comportamiento de los usuarios sobre los recursos hídricos. Además, permiten cubrir costos y generar recursos para el desarrollo de infraestructura y el fortalecimiento del conocimiento científico y tecnológico asociado a la gestión del agua.

Estos instrumentos suelen estar divididos en dos etapas: el ingreso del agua al conjunto de actividades humanas para ser usada y la descarga del agua ya utilizada hacia un cuerpo receptor. Para que sean efectivos, los instrumentos económicos deben estar acompañados de políticas de integridad que garanticen la transparencia en el manejo de los recursos y la participación de todos los actores interesados.

En este número se privilegiarán trabajos multidisciplinarios orientados a analizar los beneficios y desafíos de la aplicación de los siguientes instrumentos económicos:

- Permisos de extracción
- Impuestos de aprovechamiento
- Establecimiento de tarifas
- Subsidios agrícolas y de uso doméstico
- Cargos por descarga
- Permisos transables de vertidos
- Bancos de agua
- Otros instrumentos económicos



Te invitamos a participar  
en nuestra publicación digital

# Impluvium

Con el tema:

## **SOLUCIONES BASADAS EN LA NATURALEZA Y EN EL PAISAJE PARA LA GESTIÓN DEL AGUA EN LAS CIUDADES**

Recepción de trabajos:  
**DEL 3 DE OCTUBRE AL  
13 DE DICIEMBRE DEL 2022**

Consulta los detalles en:  
[www.agua.unam.mx/impluvium.html](http://www.agua.unam.mx/impluvium.html)

Más de la mitad de la humanidad habita en ciudades. Esta dinámica continuará su crecimiento en las próximas décadas, lo que podría provocar mayores presiones, tanto en la disponibilidad de los recursos hídricos como en su calidad. Bajo este contexto, desde hace unas décadas conceptos como la sostenibilidad urbana o el crecimiento ecológico urbano han cobrado mayor fuerza, y hoy las ciudades se están transformando de manera acelerada para asegurar su permanencia y la de sus habitantes. En esta transformación, las Soluciones Basadas en la Naturaleza y en el Paisaje (SbNyP) ocupan un lugar prioritario.

Las SbNyP son aquellas actividades asociadas a la protección, gestión, mejora y restauración de los ecosistemas con el fin de convertirse en infraestructura resiliente. Éstas pueden abarcar condiciones netamente naturales, otras basadas en la naturaleza, o bien, combinarse con la infraestructura gris. Gracias a sus múltiples beneficios ambientales, sociales, económicos y culturales, las SbNyP son empleadas con mayor frecuencia en el sector hídrico, sin embargo, se requiere mayor información sobre las experiencias de éxito en su implementación desde un enfoque académico.

En este número se recibirán propuestas que analicen, entre otras, las siguientes SbNyP que permitan aumentar la disponibilidad y mejorar la calidad del agua, así como proteger a las personas y sus bienes ante los efectos de los fenómenos hidrometeorológicos extremos:

- Paisajes infraestructurales para la infiltración, conducción, almacenamiento, captación y tratamiento del agua
- Reforestación y conservación forestal
- Protección y restauración de cauces, manglares y marismas costeras
- Humedales naturales y construidos
- Captación de agua
- Biorretención e infiltración
- Protección y restauración de arrecifes

## Lineamientos

---

1. La contribución debe ser un texto de **corte académico**, por lo que no debe personalizarse.
2. Los trabajos deben contener: título, nombre del autor o autores y su institución de adscripción, resúmen (de hasta 150 palabras), introducción, desarrollo, conclusiones y bibliografía consultada.
3. Las contribuciones deberán entregarse en formato de procesador de textos Microsoft Word, con letra Arial de 12 puntos e interlineado doble.
4. Los textos no deberán exceder **1,700 palabras**, incluyendo la bibliografía.
5. Las imágenes que deseen utilizarse en el texto se entregarán en archivo independiente en formato jpg a 150 dpi. En el documento de Word se referirán de la siguiente manera: Véase Figura 1.
6. Se utilizará el sistema de citas y referencias bibliográficas Harvard-APA. Este estilo presenta las citas dentro del texto del trabajo, utilizando el apellido del autor, la fecha de publicación y la página, por lo que no se requieren notas al pie de página. Ejemplo: (González Villarreal, 2013, p. 25).
7. Al final del trabajo la bibliografía se agrupará en el apartado "Bibliografía" y se colocará de la siguiente manera: autor, año de publicación (entre paréntesis), título, 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. Los editores realizarán una corrección de estilo y consultarán con los autores cualquier modificación sobre el contenido de la contribución.
9. El artículo debe enviarse al correo electrónico [contacto@agua.unam.mx](mailto:contacto@agua.unam.mx) con el asunto **Artículo Impluvium: (tema)**.



# *Impluvium*

Publicación digital de la Red del Agua UNAM

Número 17, Octubre - Diciembre 2021

[www.agua.unam.mx](http://www.agua.unam.mx)