



Marzo 2024

Contaminantes emergentes: identificación, cuantificación y mitigación



FUNDACIÓN
RENOVABLES

Participantes en el proyecto

Stéphanie Aparicio Antón. Apoyo técnico

María Manzano. Técnico de Proyectos. Fundación Renovables

Javier Pamos Serrano. Técnico de Proyectos. Fundación Renovables

Ismael Morales. Responsable de Comunicación. Fundación Renovables

Alexandra Llave. Área de Comunicación. Fundación Renovables

Maribel Núñez. Gerente. Fundación Renovables

Carmen Crespo. Técnico de Proyectos. Fundación Renovables

Juan Fernando Martín. Técnico de Proyectos. Fundación Renovables

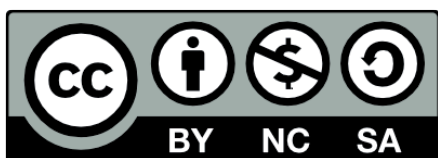
Ladislao Montiel. Técnico de Proyectos. Fundación Renovables

Fernando Ferrando. Fundación Renovables

Mariano Sidrach de Cardona. Catedrático. Universidad de Málaga

Llanos Mora. Catedrática. Universidad de Málaga

Raquel Paule. Directora General. Fundación Renovables



Esta publicación está bajo licencia Creative Commons.

Reconocimiento-NoComercial-CompartirIgual (CC BY-NC-SA).

Usted puede usar, copiar y difundir este documento o parte de este siempre y cuando se mencione su origen, no se use de forma comercial y no se modifique su licencia.

Fundación Renovables

(Declarada de utilidad pública)

Calle Santa Engracia 108, 5º Int. Izda.

28003. Madrid

www.fundacionrenovables.org




Este proyecto ha sido financiado por el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico y será publicado en la web de la Fundación Renovables.



Índice

Justificación. Necesidad de la investigación	6
Objetivos del proyecto	10
Fases del proyecto.....	12
1. Contaminantes emergentes	15
2. Análisis de la normativa europea y nacional.....	30
3. Tecnologías de descontaminación.....	38
3.1. Amisulprida	38
3.2. Benzotriazole	39
3.3. Candesartán e Irbesartán	39
3.4. Carbamazepina	40
3.5. Citalopram	40
3.6. Claritromicina	41
3.7. Diclofenaco.....	41
3.8. Hidroclorotiazida	42
3.9. Mezcla de 6- 5- y 4-Methylbenzotriazole	42
3.10. Metoprolol	43
3.11. Venlafaxina.....	43
3.12. Bisfenol-A	44
3.13. Nonilfenol.....	44
4. Fichas informativas.....	46
5. Revisión de casos reales.....	53
5.1. Contaminantes emergentes detectados y cuantificados	53
5.2. Contaminantes emergentes en aguas residuales	55
5.3. Difusión y distribución	57





5.4. Evaluación de riesgos ambientales y desafíos en la evaluación de contaminantes emergentes	58
6. Conclusiones	61
Índice de figuras y tablas	65
Índice de figuras	65
Índice de tablas	65
Bibliografía.....	67



Justificación. Necesidad de la investigación

**Contaminantes emergentes:
identificación, cuantificación y
mitigación**



**FUNDACIÓN
RENOVABLES**

Justificación. Necesidad de la investigación

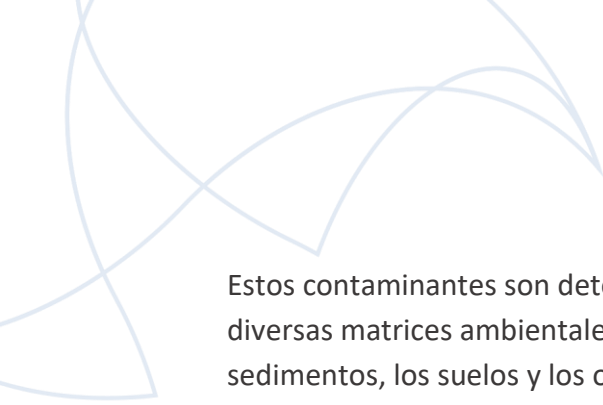
La contaminación ambiental es un problema global que afecta a la salud humana y al equilibrio de los ecosistemas. A lo largo de los años se han identificado y regulado diversos contaminantes conocidos como los metales pesados, los compuestos orgánicos persistentes y los contaminantes microbiológicos. Sin embargo, a medida que avanza el conocimiento y la capacidad analítica, se ha descubierto la presencia de una nueva categoría de contaminantes: **los contaminantes emergentes**. Estos contaminantes son sustancias químicas que no han sido ampliamente reguladas o monitoreadas en el pasado debido a su descubrimiento reciente, a su producción en pequeñas cantidades o a la falta de conciencia de su presencia en el medio ambiente. Incluyen una amplia gama de compuestos, como productos farmacéuticos, productos de cuidado personal, productos químicos industriales y sus metabolitos, productos de degradación y subproductos de procesos naturales y artificiales. Su presencia en el medio ambiente plantea preocupaciones significativas debido a su potencial impacto en la salud humana y el medio ambiente. En la Tabla 1 se muestran algunos de los principales efectos tóxicos de los CE más comunes en la ecología y la salud humana.

CE	Efecto ecológico	Efecto en la salud humana
Nanopartículas artificiales	Tóxico para bacterias, plantas, peces, lombrices de tierra, afectando al desarrollo, crecimiento, reproducción y aumentando la mortalidad de los individuos.	Citotoxicidad, estrés oxidativo, efectos inflamatorios, en pulmones, genotoxicidad, efectos carcinogénicos, granulomas, engrosamiento de la pared alveolar y aumento de la tinción de colágeno intersticial.
Disruptores endocrinos	Tóxico para la fauna y los seres humanos.	Alteración del sistema neuroendocrino, alteración de los niveles de esteroides endógenos, etc., diabetes, problemas en el sistema cardiovascular, comportamientos neuronales anormales y relacionados con la obesidad.
Compuestos perfluorados	Bioacumulación en el pescado y los productos de la pesca.	Se acumulan principalmente en el riñón y el hígado, con efectos adversos sobre el desarrollo de los sistemas reproductivos.
Líquidos iónicos	Efectos inhibidores sobre una gran variedad de bacterias y hongos, afecta a la tasa de crecimiento de las algas y es tóxico para algunos invertebrados, peces y ranas.	Efectos adversos en el proceso neuronal y citotoxicidad.

Tabla 1. Principales efectos tóxicos de los contaminantes emergentes más comunes en la ecología y la salud humana.

Fuente: elaboración propia.





Estos contaminantes son detectables en concentraciones bajas, pero significativas en diversas matrices ambientales como el agua superficial, el agua subterránea, los sedimentos, los suelos y los organismos acuáticos. Su capacidad para acumularse en los tejidos de los organismos vivos y entrar en las cadenas alimentarias plantea preguntas sobre los posibles efectos acumulativos y sinérgicos en los organismos y los ecosistemas en general.

Además, algunos contaminantes emergentes tienen la capacidad de resistir la degradación y persistir en el medio ambiente durante períodos prolongados, lo que genera preocupación. Estos compuestos pueden afectar a los niveles tróficos superiores, incluyendo a los seres humanos, a través de la bioacumulación en los tejidos de los organismos y la entrada en la cadena alimentaria. Los efectos de los contaminantes emergentes en la salud humana también son motivo de preocupación. Algunos compuestos, como los productos farmacéuticos y los disruptores endocrinos, pueden interferir con los sistemas biológicos y hormonales, lo que puede tener consecuencias negativas para la salud reproductiva, el desarrollo infantil, el sistema inmunológico y otros procesos fisiológicos.

Ante estos desafíos, **es necesario desarrollar enfoques integrales para la evaluación y gestión de los contaminantes emergentes.** Esto implica la implementación de programas de monitoreo adecuados, la evaluación de riesgos ambientales y para la salud humana, así como la adopción de medidas de mitigación y tratamiento de los contaminantes en las fuentes de emisión.

A través de los medios de comunicación, tanto los más tradicionales, noticiarios televisivos o prensa, y actualmente las redes sociales, se constata una preocupación social creciente hacia los contaminantes emergentes. En la Figura 1 se muestran ejemplos de titulares y tweets relacionados con esta problemática. Estas señales y titulares se han obtenido con una simple búsqueda en internet, sin necesidad de consultar medios y revistas especializadas en el tema, lo que deja entrever que la problemática y la preocupación por los contaminantes emergentes ha saltado del ámbito científico a la ciudadanía y a los poderes ejecutivos y legislativos de los distintos países.



Study: Forever chemicals abundant in fish from contaminated rivers, lakes

Research examining meat from hundreds of fish from around the U.S. shows PFAS present in samples, especially fish caught near industrial, urban sites.

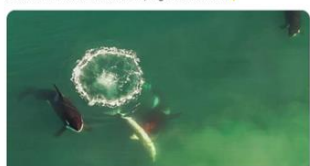
by Rose Hoban and Will Atwater
January 31, 2023

Dúo peligroso: contaminantes emergentes y turismo

Un estudio en la provincia de Esmeraldas, Ecuador, evidencia el grave impacto del turismo en la calidad del agua. A menor flujo de visitantes, menor frecuencia y concentración de cafeína, diclofenaco y otros fármacos en las aguas.

30 de enero de 2023

BIBO @BIBOCool - Jan 30
#Ballenas 🐋 Investigadores canadienses han identificado contaminantes emergentes y de larga duración en las orcas. Estos compuestos aparecen en productos humanos de uso cotidiano y podrían afectar a la salud de cetáceos en peligro de extinción.



elespectador.com
Encuentran restos tóxicos de papel higiénico y 'químicos eternos' e...
Investigadores canadienses han identificado contaminantes emergentes y de larga duración en las orcas.

👁️ 1 📖 3 📊 2,040 🔄

"Una etapa clave en la gestión de contaminantes emergentes es la detección y cuantificación"

📄 🗑️ 🏠 📄 🏠 📄

Sanidad establece una lista sobre contaminantes en el agua de consumo

del DEPARTAMENTO DE SANIDAD
09/01/2023 10:30 AM

Así lo ha anunciado el departamento de Carolina Darias en un comunicado en el que ha precisado que, como «novedad», se añade dentro de los parámetros de control de la calidad de las aguas la figura de la denominada «Lista de observación», que recoge los contaminantes de «preocupación emergente» que se consideran «un riesgo para la salud» y que «actualizará periódicamente» el Ministerio de Sanidad.

La EPA anuncia nuevos avisos de salud sobre las sustancias químicas PFAS en el agua potable, \$1,000 millones en fondos de la Ley de Infraestructura Bipartidista para fortalecer las protecciones a la salud

La agencia establece nuevos avisos de salud para GenX y PFBS y reduce los avisos de salud para PFOA y PFOS

aguaresiduales.info @aguaresiduales · 1h

CONTAMINANTES EMERGENTES

¿Nos estamos medicando sin saberlo a través del agua y los alimentos?



aguaresiduales.info
¿Nos estamos medicando sin saberlo a través del agua y los aliment...
Rafaela Marín · Investigadora del Grupo Calidad de Agua y Suelo, IMDEA AGUA Arca de...

👁️ 📖 📊 🔄

ACCIONA lidera una iniciativa para eliminar contaminantes emergentes en el ciclo integral del agua

ACCIONA

📄 🗑️ 🏠 📄 🏠 📄

Eliminar antibióticos en aguas residuales

Miércoles, 22 de Enero de 2020

Ecología

Científicos internacionales advierten del riesgo real y potencial de los contaminantes emergentes en el agua

Los pesticidas y el cambio climático, entre las principales amenazas del humedal mediterráneo

Global Institute for Sustainable Prosperity · @GISPP · 1h

Investigadores de @GISPP advierten de peligrosos niveles de algunos pesticidas emergentes en el agua de riego de un humedal mediterráneo, un ecosistema ya amenazado por el cambio climático.

WARNING

For more information, "Forever Chemicals" are a nightmare that won't go away. My wife and I are sick of hearing about PFAS!

postjournal.com

For more information, "Forever Chemicals" are a nightmare that won't go away. My wife and I are sick of hearing about PFAS!

postjournal.com

For more information, "Forever Chemicals" are a nightmare that won't go away. My wife and I are sick of hearing about PFAS!

Alertan sobre la gran presencia de microplásticos en las aguas españolas

La distancia entre el río y el mar es un factor clave para la reducción de contaminación, prevención y recuperación.

PFAS: preocupación emergente y perspectivas de control

por Xavier Garcia, Sorina Balut, Sara Aved y Marçal Bosch, Libetean · 14 de enero 2023

From magnets to lawsuits, here's how we can fix the forever chemicals problem

Lutte contre les PFAS ou "polluants éternels": le plan d'actions ministériel publié

France a begun 2023 on a positive note

France a begun 2023 on a positive note

Figura 1. Recopilación de noticias en diferentes medios de comunicación que muestran la creciente preocupación de la sociedad por los contaminantes emergentes.

Fuente: varios medios de comunicación.

Algunos de los titulares recogidos muestran cambios en la legislación concernientes a la regularización y limitación de algunos contaminantes CE en el medio natural. La Unión Europea (UE) a través de sus [Directivas 2020/2184](#) y la propuesta de modificación de la [91/271/CEE](#) pretenden incluir en la legislación de los diferentes Estados miembros (EEMM) la obligación de monitorizar, cuantificar y reducir la concentración (en caso de que sea necesario) de un listado de contaminantes emergentes que recoge en sus anexos. Queda, por tanto, comprobado que existe una corriente de preocupación en diferentes sectores de la sociedad respecto a los perjuicios y daños causados por los contaminantes emergentes. Por ello, la Fundación Renovables, lleva a cabo este proyecto con los objetivos que se plantean en el siguiente apartado.



Objetivos del proyecto

**Contaminantes emergentes:
identificación, cuantificación y
mitigación**



**FUNDACIÓN
RENOVABLES**

Objetivos del proyecto

A continuación se enumeran y describen los principales objetivos para analizar y sintetizar la problemática ambiental y social de los contaminantes emergentes:

1. El número de sustancias que pueden considerarse emergentes es indeterminado y de diferente naturaleza, incluyendo fármacos de uso humano o veterinario; plaguicidas, antiparásitos y otros biocidas; aditivos de materiales empleados como antioxidantes, retardantes de llama, plastificantes, protectores anticorrosivos; productos del hogar como detergentes, cosméticos, fragancias, cremas; drogas e, incluso, bacterias y genes resistentes a antibióticos.
Debido a la gran variedad de los contaminantes emergentes, el primer objetivo es obtener un listado de los principales contaminantes emergentes que se completará con las sustancias y compuestos incluidos en la legislación europea y estatal.
2. En la justificación del proyecto se ha hecho referencia a los cambios en la legislación derivados del interés que suscitan los contaminantes emergentes en la sociedad. Por ello, el segundo objetivo es estructurar la legislación, sobre todo europea y nacional, relativa a los contaminantes emergentes.
3. Una vez definidos los contaminantes emergentes de interés, se analizarán los efectos adversos que provocan en el medio natural y en la salud y bienestar de los seres vivos. Así, el tercer objetivo consiste en identificar y asociar los efectos nocivos de cada sustancia y/o compuesto. De este objetivo, por tanto, derivará un instrumento divulgativo que recogerá los contaminantes emergentes considerados como más peligrosos, de acuerdo con los criterios del objetivo 1, de una forma concisa, visual y accesible.
4. De los tres objetivos anteriores se obtendrá un listado de los principales contaminantes emergentes con los efectos adversos que producen cada uno de ellos. Una vez detectados y cuantificados en el medio natural, los esfuerzos deben ir dirigidos a la eliminación o reducción de los contaminantes emergentes (recogidos en la tabla obtenida en el objetivo 3) en los distintos compartimentos ambientales.

Disponer de fichas informativas de cada uno de los contaminantes emergentes listados, con información clara y concisa que facilite su consulta. Estas fichas permitirán a las diferentes administraciones y organismos responsables del buen estado de las aguas tomar decisiones fáciles y basadas en ciencia para el tratamiento de las aguas, según el tipo de contaminación presente.



Fases del proyecto

**Contaminantes emergentes:
identificación, cuantificación y
mitigación**



**FUNDACIÓN
RENOVABLES**

Fases del proyecto

1. Debido a la gran variedad de los contaminantes emergentes, la primera fase será realizar una revisión de los artículos científicos más relevantes y de mayor impacto, para elaborar un listado de los compuestos y sustancias más peligrosas para la salud humana y ambiental.
2. La segunda fase consistirá en realizar un análisis legislativo, centrado en la regulación, el tratamiento, los valores límites de concentración y las metodologías de cuantificación. Si bien se hará una revisión general de la legislación a nivel mundial, esta fase se centrará sobre todo en la normativa europea y nacional.
3. Una vez definidos los contaminantes emergentes de interés, se analizarán los efectos adversos que provocan en el medio natural y en la salud y bienestar de los seres vivos.
4. En una cuarta fase se realizará una revisión de las principales técnicas de descontaminación y mitigación de estos compuestos y sustancias de interés, haciendo hincapié en el TRL de la tecnología de descontaminación, la viabilidad técnica (rendimientos de eliminación) y la matriz de descontaminación. En el caso de que las fuentes de información aporten datos económicos, también se estudiará la viabilidad económica de la tecnología propuesta.
5. A partir de toda la información recopilada en las anteriores fases, se realizará una ficha Informativa de cada uno de los contaminantes emergentes, que tendrá la siguiente estructura:



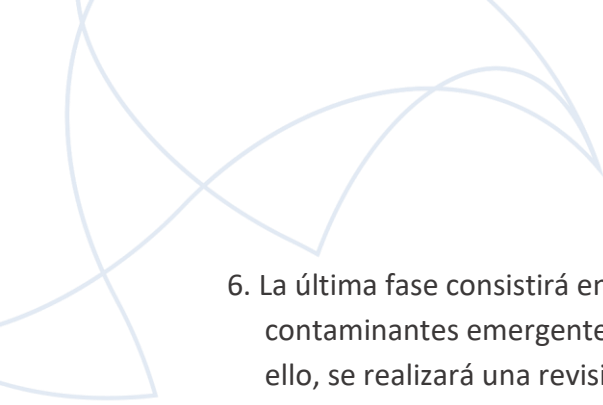
Nombre del CE	Nº CAS
Efectos sobre la salud humana	 Normativa reguladora y límites en el medio natural
	Metodología identificación y cuantificación
Efectos sobre el medioambiente	 Tecnología de eliminación

Figura 2. Ejemplo de ficha informativa.
Fuente: elaboración propia.





6. La última fase consistirá en realizar un análisis de la distribución de los contaminantes emergentes en los diferentes compartimentos ambientales. Para ello, se realizará una revisión de su ubicación, concentración y distribución, aunque, para determinar el alcance real de esta problemática, el análisis espacial no se ajustará únicamente a los listados en el objetivo 3, sino que se ampliaría a todas las sustancias y compuestos sobre los que se tenga información.

1. Contaminantes emergentes

**Contaminantes emergentes:
identificación, cuantificación y
mitigación**



**FUNDACIÓN
RENOVABLES**

1. Contaminantes emergentes

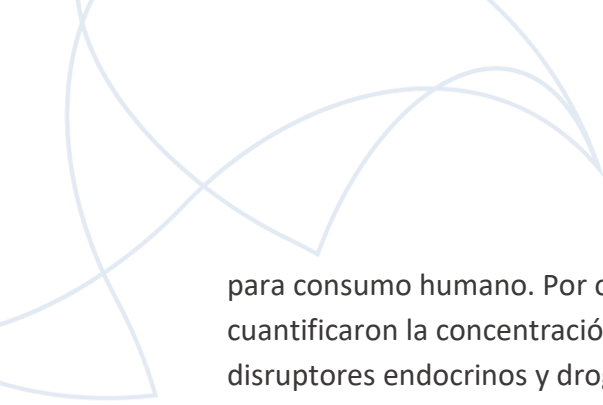
Los contaminantes emergentes son sustancias químicas sintéticas o naturales o, incluso, microorganismos que no se monitorizaban habitualmente en el medio ambiente, pero que pueden causar efectos adversos sobre los organismos vivos.

Engloban productos farmacéuticos, pesticidas, sustancias químicas industriales, tensioactivos y productos de cuidado personal que se detectan constantemente en aguas subterráneas y superficiales, aguas residuales y aguas de consumo humano. También se pueden incluir disruptores endocrinos, analgésicos, antibióticos, hormonas y toda una serie de compuestos farmacéuticos como antiinflamatorios. La amenaza de estos compuestos reside en que todavía no se ha estudiado la toxicología ambiental y humana de la mayoría y en que muchos de ellos no pueden ser analizados en los sistemas municipales de abastecimiento o tratamiento de agua.

Como se ha mencionado anteriormente, los contaminantes emergentes engloban gran cantidad de compuestos, por lo que es fundamental analizar y priorizar cuáles son más abundantes en los sistemas naturales y cuáles generan mayores efectos adversos sobre la ecología de los ecosistemas afectados.

En el estudio realizado por Ramírez-Malule et al. (2020), se llevó a cabo un análisis bibliométrico exhaustivo de la literatura científica disponible en la base de datos de Scopus, centrándose en el tema de "contaminantes emergentes". Los resultados revelaron que la mayoría de los artículos publicados en este campo están relacionados con el estudio de los contaminantes emergentes presentes en las aguas residuales, con un enfoque particular en su presencia, evaluación de toxicidad y análisis de riesgos asociados. Además, se observó una clara tendencia a la investigación del desarrollo y aplicación de procesos de oxidación avanzados, especialmente en la fotocatalisis, así como en la utilización de técnicas de adsorción para la eliminación de productos farmacéuticos presentes en las aguas residuales. Otros temas relevantes fueron la monitorización continua de la presencia de estos compuestos en el medio acuático y los efectos tóxicos sobre los organismos vivos. Desde el año 2000 al 2019, más de un tercio de los artículos relacionan los contaminantes emergentes con las aguas residuales, lo que denota que estas corrientes de agua actúan como reservorios primarios de diversos contaminantes emergentes. **La presencia de estos contaminantes en los efluentes, y, por tanto, en las masas de aguas receptoras, pueden tener consecuencias perjudiciales para los ecosistemas acuáticos e, incluso, para la salud humana.** Por ejemplo, el estudio realizado por Kasprzyk-Hordern et al., (2008) evaluó la presencia de productos farmacéuticos, disruptores endocrinos y contaminantes orgánicos en recursos hídricos superficiales y subterráneos utilizados





para consumo humano. Por otro lado, Kasprzyk-Hordern et al., (2008) detectaron y cuantificaron la concentración de productos farmacéuticos y de cuidado personal, disruptores endocrinos y drogas ilícitas en aguas superficiales en South Wales (Reino Unido). Los productos farmacéuticos fueron los contaminantes emergentes más detectados, antibacterianos, antiinflamatorios y medicamentos antiepilépticos. Estos compuestos en el medio natural están asociados a la descarga de aguas residuales tratadas con procesos de tratamientos convencionales que no son capaces de eliminar muchos de los contaminantes clasificados como emergentes.

El análisis bibliométrico, junto con los ejemplos descritos, evidencia que **el agua residual es el principal foco de contaminación en lo que respecta a los contaminantes emergentes**. Para evaluar qué contaminantes emergentes son considerados importantes o relevantes es fundamental recurrir y hacer referencia a la normativa relativa a las aguas residuales. De esa forma se promueve un enfoque integral y basado en la evidencia científica para abordar los desafíos asociados con los contaminantes emergentes. Por tanto, la lista de contaminantes emergentes que analizar provendrá de la normativa relativa al tratamiento y la gestión del agua residual.

La [Directiva 91/271/CEE](#) de la UE sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas se erige como un pilar fundamental en la gestión del agua residual. Desde su implementación, esta directiva ha desempeñado un papel crucial en la protección del medio ambiente y en la promoción de la salud pública a través de la adecuada gestión de los desechos líquidos. **Esta directiva establece los estándares y las directrices necesarias para garantizar un tratamiento efectivo de las aguas residuales urbanas, abordando la necesidad de prevenir y reducir la contaminación, protegiendo así la calidad del agua y los ecosistemas acuáticos.** Además, se enfoca en fomentar el uso sostenible de los recursos hídricos y en la protección de la salud humana. La Directiva 91/271/CEE establece requisitos claros para los Estados miembros de la UE en relación con la recolección, tratamiento y descarga de aguas residuales urbanas. Establece plazos para la implementación de sistemas de recolección y tratamiento adecuados, así como límites de calidad para la descarga de efluentes tratados. Si bien la Directiva 91/271/CEE ha supuesto un hito importante en la gestión del agua residual desde su promulgación en 1991, hay que indicar que han transcurrido más de dos décadas desde su implementación. Durante este tiempo se han producido avances significativos en la ciencia, la tecnología y la comprensión de los impactos ambientales, entre los que destacan la aparición y la gestión de los contaminantes emergentes. Por ello, la nueva propuesta establece una serie de contaminantes que deberían tratarse y eliminarse de las corrientes de descargas a las masas de aguas naturales como:



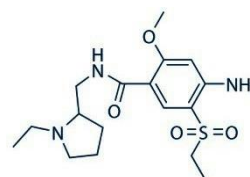
Amisulprida, Benzotriazol, Candesartán, Carbamazepina, Citalopram, Claritromicina, Diclofenaco, Hidroclorotiazida, Irbesartán, mezcla de 6- 5- y 4-Methylbenzotriazole, Metoprolol y Venlafaxina.

Aunque el presente documento se centra en conocer cuáles son los contaminantes emergentes y sus efectos a través de las aguas residuales, el nuevo [Real Decreto 3/2023](#), de 10 de enero, establece un listado específico de posibles contaminantes emergentes de interés como β -Estradiol y Nonilfenol. Puesto que el agua potable tras su uso es considerada agua residual, estos dos contaminantes también serán analizados.

A continuación, se describen los contaminantes listados como de interés o importantes de acuerdo con los valores normativos.

Amisulprida (Nº CAS 71675-85-9)

Es un antipsicótico de segunda generación usado para tratar trastornos mentales graves, como la esquizofrenia (McKeage & Plosker, 2004).



La exposición a Amisulprida reduce un $\frac{1}{4}$ el crecimiento de las microalgas *Chlorococcum sp.* y *Dunaliella tertiolecta* (Antonopoulou et al., 2023), es decir, reduce la población de los productores primarios del ecosistema, impactando negativamente en las redes tróficas acuáticas. La alteración en la red trófica debido a la presencia de Amisulprida puede tener efectos perjudiciales en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos. Los consumidores primarios pueden enfrentar escasez de alimento, lo que puede afectar a su reproducción, supervivencia y crecimiento. Además, esta alteración puede tener un impacto cascada en toda la cadena alimenticia, afectando a otros niveles tróficos y comprometiendo la salud general del ecosistema.

La exposición de la Amisulprida a la luz solar durante 3 horas provoca su fotodegradación y la formación de subproductos. Estos subproductos tienen una mayor toxicidad y un mayor impacto en la reproducción de las algas fitoplanctónicas que el compuesto original (Antonopoulou et al., 2023).

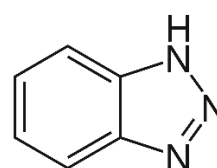
Wronski & Brooks (2023) desarrollaron distribuciones de exposición ambiental probabilísticas (DEE) para la Amisulprida en cada matriz en la región geográfica correspondiente a Europa. En los afluentes a las Estaciones Depuradoras de Aguas



Residuales (EDAR) los valores de concentración del vigésimo quinto centil fueron de 122,10 ng/L en 17 muestras. En los efluentes de aguas residuales, la Amisulprida volvió a ser altamente detectada (34 muestras en la región geográfica de estudio) con una concentración de 35,45 ng/L. En las aguas superficiales (agua dulce y agua marina combinadas), fue detectada en 32 muestras. En la región geográfica examinada las concentraciones del percentil 25 fue de 3,79 ng/L, un rango mucho menor que en el efluente de las aguas residuales.

Benzotriazol (Nº CAS 95-14-7)

Es un compuesto heterocíclico que se utiliza como producto de partida en la elaboración de algunos fármacos o como componente de recubrimientos metálicos para evitar la corrosión del cobre (Kokalj, 2015).

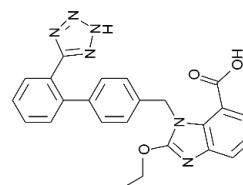


Tangtian et al. (2012) evaluaron los efectos reproductivos de los benzotriazoles sobre medakas marinos o peces de arroz (*Oryzias melastigma*). Los resultados sugirieron que incluso a concentraciones ambientales de 0,01 mg/L, el benzotriazol puede implicar la alteración del sistema endocrino y la feminización de los peces machos marinos.

Este compuesto se encuentra regularmente en el medio acuático en concentraciones inferiores a 0,5 µg/L lo que refleja su persistencia y la escasa eliminación durante los procesos de tratamiento de aguas residuales (Alotaibi et al., 2015; Seeland et al., 2012).

Candesartán (Nº CAS 139481-59-7)

Es un Antagonista de los receptores de angiotensina II, usado principalmente para el tratamiento de la hipertensión y la insuficiencia cardiaca (Alotaibi et al., 2015).



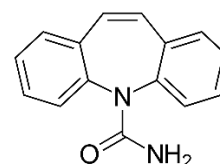
Aunque no se han llevado a cabo muchos estudios sobre la ecotoxicología del Candesartán, se sabe que su presencia en el agua puede tener efectos negativos en los organismos acuáticos. Escher et al. (2011) calculó NEC para Candesartán (2,9 µg/L, respectivamente) con valores de EC50 modelizados para algas verdes. Este fármaco ha sido encontrado en masas de aguas naturales a concentraciones mucho más elevadas que el NEC calculado.



Bayer et al. (2014) obtuvieron concentraciones promedio de 86 µg/L en el efluente de la EDAR en Alemania. Asimismo, Huber et al. (2016) realizaron un estudio sobre el riesgo ecotoxicológico de los efluentes de las EDAR en Islandia, observando que el Candesartán presentaba un riesgo inaceptable para los ecosistemas acuáticos receptores. Como no se han realizado ensayos ecotoxicológicos exhaustivos que demuestren realmente los efectos adversos del fármaco y su falta de detección en las aguas residuales, es importante que el Candesartán sea monitorizado y controlado en las masas de aguas.

Carbamazepina (Nº CAS 298-46-4)

Es un fármaco establecido para el control de la epilepsia. También es eficaz en el tratamiento de la neuralgia del trigémino y en el trastorno bipolar (Clara et al., 2004).



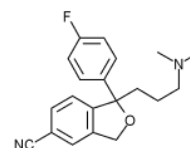
Investigaciones sobre los impactos crónicos/sanitarios de la Carbamazepina han observado normalmente efectos fisiológicos a concentraciones de contaminantes mucho más bajas que las concentraciones umbral medidas para la toxicidad aguda. Por ejemplo, Lüring et al. (2006) llevaron a cabo pruebas de ecotoxicidad crónica utilizando *Daphnia pulex* y observaron tasas significativamente reducidas de crecimiento de la población a concentraciones de Carbamazepina de 200 µg/L debido al retraso del crecimiento somático juvenil y los subsiguientes retrasos en la maduración y el tiempo hasta la primera reproducción. Sin embargo, la importancia de este contaminante reside en sus subproductos de transformación. Estos subproductos se encuentran en concentraciones aproximadamente diez veces superiores a las de su correspondiente compuesto original (López-Serna et al., 2013) y son significativamente más tóxicos (Donner et al., 2013), lo que constituye otro dato preocupante. Por otro lado, la Carbamazepina ha atraído especial atención en los últimos años debido a su detección generalizada en aguas superficiales y aguas residuales municipales (Donner et al., 2013; Gosset et al., 2021; Kucharski et al., 2022).

Lacey et al. (2012) hicieron referencia a diez estudios diferentes que medían las concentraciones de Carbamazepina en influentes y efluentes de aguas residuales en Europa y EE. UU. e informaron de una concentración máxima en efluentes de 6,5 µg/L.



Citalopram (Nº CAS No 59729-33-8)

Es un inhibidor selectivo de la recaptación de serotonina, comúnmente utilizado para procesos de depresión (Pollock, 2005).



Kellner et al. (2018) evaluaron el efecto del Citalopram en el desarrollo de peces espinosos de la especie *Gasterosteus aculeatus*. Los resultados del estudio indicaron que la exposición al Citalopram durante el desarrollo de los individuos provoca efectos duraderos en el comportamiento (aumento de agresividad, pérdida de locomoción o, incluso, alteración en los patrones alimenticios). El efecto del compuesto antidepresivo sobre *Daphnia magna* también fue evaluado, observándose una tasa en la reducción de la alimentación a concentraciones bajas de Citalopram (1,03 mg/L) (Duan et al., 2022). Se evaluó también la toxicidad aguda y crónica del Citalopram en el dáfido *Ceriodaphnia dubia*, determinándose la concentración letal media (CL₅₀) en 48 horas en tres pruebas estáticas con neonatos y en pruebas crónicas (8 días) para determinar las concentraciones sin efecto observable (NOEC) y las concentraciones con mínimo efecto observable (LOEC) para los criterios de valoración de la reproducción.

El Citalopram demostró una toxicidad aguda de CL₅₀ de 3,90 mg/L y crónica de NOEC de 0,8 mg/L (Henry et al., 2004). (Christensen et al., 2007) también obtuvieron una concentración efectiva mediana (EC₅₀) que va de 1.6 a 20 mg/L en pruebas de toxicidad en biomasa con *Pseudokirchneriella subcapitata*. Además, se ha informado que el Citalopram produce efectos ansiolíticos en peces guppy (*Poecilia wingei*) después de 21 días de exposición, afectando a comportamientos ecológicamente relevantes e importantes para su supervivencia. La exposición a una concentración de 2,3 µg/L disminuyó el comportamiento de inmovilización en las hembras, pero no se observaron efectos en los machos, en los que se detectaron un efecto significativo tras la exposición a 15 µg/L. Estos resultados podrían sugerir diferencias entre géneros, siendo las hembras más sensibles. El comportamiento reproductivo de los machos y la actividad de natación conectada no se vieron afectados por la exposición al Citalopram (Olsén et al., 2014).

Estos estudios demuestran que el Citalopram puede suponer una gran amenaza para los organismos acuáticos.

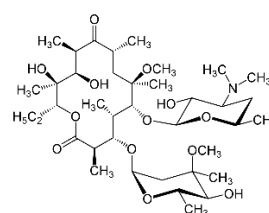
Valcárcel et al. (2011) cuantificaron la concentración de Citalopram en las aguas superficiales y potables de la región de Madrid (España). Las concentraciones analizadas variaron entre 46 y 160 ng/L. Pese a que las concentraciones obtenidas son



aparentemente bajas e inferiores a las de los estudios ecotoxicológicos descritos anteriormente, observaron una tendencia creciente en la concentración de este compuesto en sistemas acuáticos a partir de medidas realizadas en años anteriores. Por otro lado, otros estudios han concluido que el Citalopram tiene un elevado potencial de acumulación en la biomasa de organismos vivos y en los sedimentos de ríos y lagos (Fernandes et al., 2020; Golovko et al., 2020).

Claritromicina (Nº CAS 81103-11-9)

Es un antibiótico que se usa para tratar diferentes tipos de infecciones bacterianas que afectan a la piel y al sistema respiratorio (Baranowski, 2010).



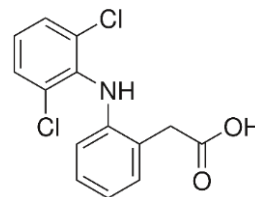
La Claritromicina en matrices ambientales puede tener efectos nocivos en especies eucariotas (Yamashita et al., 2006; Yuan et al., 2022). El antibiótico puede afectar a organismos acuáticos como las algas verdes y las cianobacterias, lo que significa que su presencia en las aguas superficiales puede afectar a la dinámica de la población de los niveles tróficos inferiores, alterando las redes tróficas naturales (Baumann et al., 2015; Díez & Ininbergs, 2013). En un estudio en el que se examinó el riesgo que suponen diversos antibióticos para los organismos acuáticos, en particular las algas y los invertebrados acuáticos, se observó que, especialmente la Claritromicina, era el compuesto con mayor riesgo de toxicidad y letalidad (Isidori et al., 2005). La Claritromicina se ha clasificado entre los antibióticos con mayor potencial de causar riesgo de toxicidad para los productores primarios en las redes alimentarias (Guo et al., 2015).

La frecuencia de detección y la concentración de la Claritromicina en Europa y Norteamérica fue muy elevada si se compara con otros antibióticos, obteniendo una concentración promedio de 52 ng/L. La concentración promedio obtenida en diferentes continentes es aparentemente baja, pero esto se debe principalmente a que la Claritromicina tiene mayor interacción hidrofóbica y mayor capacidad de adsorción en sedimentos, de modo que su detección en las muestras de aguas revela su acumulación en los sedimentos, dando lugar a los efectos tóxicos mencionados anteriormente (Li et al., 2022).



Diclofenaco (Nº CAS 15307-86-5)

Es un fármaco inhibidor relativamente no selectivo de la ciclooxigenasa y miembro de la familia de los antiinflamatorios no esteroideos. Está indicado para reducir inflamaciones y como analgésico (Palyzová et al., 2019).

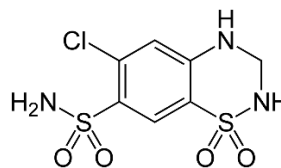


El posible efecto perjudicial del Diclofenaco en el medio acuático se ha puesto de manifiesto en numerosos estudios (Cleuvers, 2003; Fent et al., 2006; Jones et al., 2002; Lee et al., 2011). Se calculó que la concentración sin efecto (NEC) de Diclofenaco era de 100 µg/L para cladóceros de agua dulce y medaka japonesa (Lee et al., 2011). En otro estudio sobre la trucha arco iris y el pez cebra, dos ejemplos típicos de organismos de agua dulce, se observó que la NOEC era de 320 µg/L (Memmert et al., 2013).

La presencia de Diclofenaco se detecta con frecuencia en influentes y efluentes de las EDAR (rango de concentración µg/L (C. Metcalfe et al., 2004)), y en aguas superficiales (ng/L (Wiegel et al., 2004)). Las EDAR convencionales tienen una capacidad limitada para eliminar estos compuestos durante el tratamiento del agua. Se sabe que la biodegradación del Diclofenaco por lodos activados no es suficientemente eficaz (Pereira et al., 2015) por lo que puede acabar en las aguas superficiales sin descartarse la posibilidad de percolación a las fuentes de agua potable. Además, las probabilidades de percolación del Diclofenaco desde los vertederos a las aguas superficiales son bastante más altas.

Hidroclorotiazida (Nº CAS 58-93-5)

Es un fármaco diurético de primera línea para el tratamiento inicial de la hipertensión arterial no complicada (Taglietti et al., 2010).



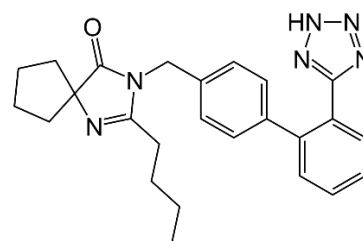
Se han estudiado los efectos adversos que produce la Hidroclorotiazida sobre individuos de la especie *Daphnia magna* y sobre la bacteria *Aliivibrio fischeri*. De acuerdo con los resultados obtenidos por Turek et al. (2020), *Daphnia magna* es más sensible a este producto farmacéutico *Aliivibrio fischeri*, lo que se pone de manifiesto por los mayores valores de EC50 para esta bacteria. En general, puede considerarse la Hidroclorotiazida como moderadamente tóxica tanto para estos organismos como para algunas algas.



La Hidroclorotiazida está ampliamente extendida y concentrada en las aguas superficiales. Osorio et al. (2016) muestrearon y analizaron las Cuencas Hidrográficas de la Península Ibérica y observaron que la Hidroclorotiazida se encontraba presente en todas las muestras recogidas, obteniendo en la Cuenca Hidrográfica del Ebro las concentraciones más elevadas (72,22-61,33 ng/L). Con este estudio Osorio et al. (2016), demostraron que este fármaco está ampliamente distribuido y debe ser controlado por las autoridades competentes, ya que, pese a los estudios ecotoxicológicos señalados, no se ha estudiado en profundidad los efectos adversos de la Hidroclorotiazida sobre la vida acuática.

Irbesartán (Nº CAS 138402-11-6)

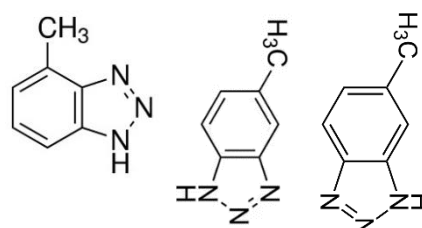
Es un antagonista no peptídico de los receptores de la angiotensina II, utilizado en todo el mundo para el tratamiento de la hipertensión y la nefropatía diabética en pacientes hipertensos con diabetes de tipo 2, creatinina sérica elevada y proteinuria (Darwish et al., 2021).

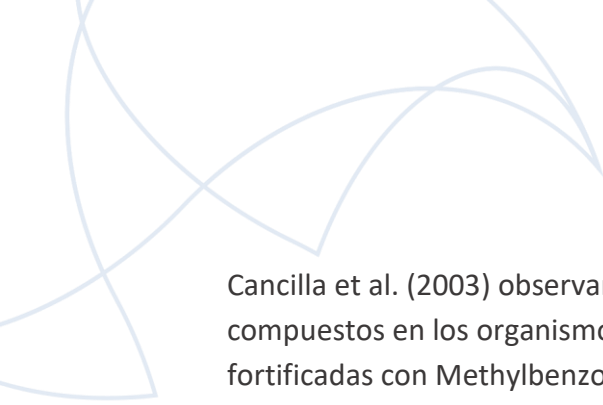


En el estudio realizado por Romanucci et al. (2020) se evaluaron los efectos del Irbesartán en la fisiología del crustáceo *Daphnia magna*. Los resultados del estudio indicaron que este compuesto no es tóxico per se y puede considerarse relativamente no tóxico según la clasificación de Persoone et al. (2003), es decir, muy tóxico para los organismos acuáticos. Estos resultados coinciden con los obtenidos por Minguez et al. (2016), en los que no se observaron efectos adversos en las microalgas *Raphidocelis subcapitata* y *Artemia salina*. Así pues, la importancia de este compuesto reside, en primer lugar, en las altas concentraciones que se han monitorizado en los afluentes de las EDAR (hasta 1300 ng/L (Huerta-Fontela et al., 2011)) y, en segundo lugar, en la elevada toxicidad de los subproductos que se generan en las etapas de desinfección de las EDAR (Romanucci et al., 2020).

Mezcla de 6- 5- y 4-Methylbenzotriazole (Nº CAS 136-85-6 y 29878-31-7)

Es un compuesto orgánico utilizado como inhibidor de la corrosión en una amplia variedad de aplicaciones industriales, incluyendo el tratamiento de superficies metálicas y la producción de líquidos de frenos (Grünheid et al., 2005).





Cancilla et al. (2003) observaron la bioacumulación y biomagnificación de estos compuestos en los organismos acuáticos. En pruebas de laboratorio, utilizando aguas fortificadas con Methylbenzotriazole, se encontró que este compuesto estaba presente en los tejidos de peces en todas las concentraciones probadas. La LC_{50} de Methylbenzotriazole para el pez Carpita cabezona (*Pimephales promelas*) fue de 22.0 mg/L, mientras que la LC_{50} para un dáfido (*Ceriodaphnia dubia*) fue de 81.3 mg/L. Además, se observaron efectos tóxicos en el alga verde *Selenastrum capricornutum* a una concentración de inhibición del 25% (IC_{25}) de 23.2 mg/L.

Debido a la recalcitrancia del 4-Methylbenzotriazole, la biodegradación relativamente lenta del 5-Methylbenzotriazole y la alta solubilidad del compuesto, se han observado concentraciones persistentes de ambos en muchas aguas superficiales y subterráneas en Europa. Se detectó 5-Methylbenzotriazole en el 5,4% de las aguas potables no tratadas muestreadas a menos de 2 $\mu\text{g/L}$ (aguas superficiales y subterráneas; $n = 73$) (Focazio et al., 2008). Es probable que el 4-Methylbenzotriazole también estuviera presente, pero no se analizó específicamente. Ocho años antes se realizó un estudio similar que encontró 5-Methylbenzotriazole en el 31,5% de 54 aguas superficiales muestreadas (Kolpin et al., 2002). La concentración máxima detectada fue de 2,4 $\mu\text{g/L}$ con una concentración mediana de 0,39 $\mu\text{g/L}$. Los lagos Griefensee, Zúrich y Ginebra de Suiza, así como otros 12 ríos suizos, tenían concentraciones detectables de Methylbenzotriazole en el 100% de las muestras ($n = 350$) en un estudio de 2006. Los autores concluyen que los datos sugieren que la Methylbenzotriazole es ubicua en el medio acuático y que debería clasificarse como uno de los contaminantes del agua más abundante (Voutsas et al., 2006). En un estudio separado sobre el río Glatt en Suiza, se detectó Methylbenzotriazole en corrientes de efluentes de EDAR (Voutsas et al., 2006). En estudios realizados en los ríos Meno, Rin, Main, Elba y Havel en Alemania, se han medido concentraciones de hasta 6,3 $\mu\text{g/L}$ (Kiss & Fries, 2009; van Leerdam et al., 2009). En un periodo de 66 semanas, en un estudio de una EDAR en Berlín, se detectó permanentemente Methylbenzotriazole con concentraciones medias de 4- y 5-Methylbenzotriazole de 2,1 y 1,3 $\mu\text{g/L}$ respectivamente (Weiss et al., 2006).

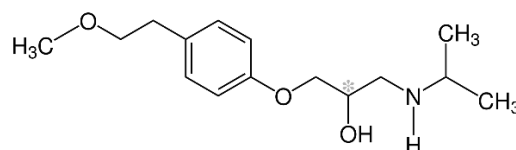
En otro estudio del río Erewash, cerca de Nottingham, en el Reino Unido, se detectó Methylbenzotriazole en concentraciones de 2.685 a 5.799 ng/L en el agua efluente de ocho EDAR. Además, todas las muestras de agua potable analizadas contenían 0,5-69,8 ng/L de Methylbenzotriazole (Janna et al., 2011). En un estudio de EDAR en siete ciudades de cuatro países de Europa (Austria, Bélgica, Alemania y España), se detectó Methylbenzotriazole en cada corriente efluente y la tercera concentración más alta de los 36 contaminantes polares analizados, con una concentración media de 2,2 $\mu\text{g/L}$ (Reemtsma et al., 2006).



Las concentraciones detectadas son menores a las cuantificadas como tóxicas para diferentes organismos acuáticos. No obstante, a través de los ensayos de Cancilla et al. (2003) se detectó la biomagnificación a través de las redes tróficas, pudiendo alcanzarse concentraciones tóxicas en los tejidos de organismos acuáticos.

Metoprolol (Nº CAS 37350-58-6)

Es un bloqueador del receptor β_1 selectivo usado en el tratamiento de enfermedades severas del sistema cardiovascular, especialmente de la hipertensión y el infarto agudo de miocardio (Morris & Dunham, 2022).

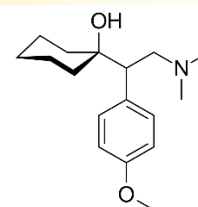


Dietrich et al. (2010) evaluaron el efecto de Metoprolol (1,2 $\mu\text{g/L}$) sobre el ciclo vital y los parámetros morfológicos a lo largo de seis generaciones de *Daphnia magna*. Los autores descubrieron que se produjo una disminución de la longitud corporal y en el número de crías en la primera reproducción en las generaciones de los dáfidos expuestos al Metoprolol. De acuerdo con el coeficiente de riesgo calculado por Godoy et al. (2015), el Metoprolol puede suponer un riesgo ecológico elevado para las especies de agua dulce.

El Metoprolol es también el antihipertensivo que presenta la mayor concentración máxima notificada en aguas dulces superficiales (Godoy et al., 2015). Esta alta concentración se debe al elevado consumo de este fármaco y a su insuficiente eliminación en las EDAR. La tasa de eliminación del Metoprolol mediante los fangos activados en EDAR es menor al 10% debido a su tasa de biodegradación relativamente baja (Radjenovic et al., 2007).

Venlafaxina (Nº CAS 93413-69-5)

Es un antidepresivo de la clase inhibidor de la recaptación de serotonina y norepinefrina (Aiyer et al., 2017).



Ribeiro et al. (2022) estudiaron el efecto de la Venlafaxina sobre individuos de las especies *Daphnia magna* y *Danio rerio*. Se observó una disminución de la fecundidad para ambos enantiómeros a concentraciones de 400 $\mu\text{g/L}$. En cuanto a *Danio rerio*, se investigaron los efectos de la Venlafaxina sobre la mortalidad, el desarrollo embrionario, el comportamiento, la bioquímica y la

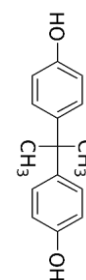


pigmentación de melanina tras 96 horas de exposición al rango de 0,3-3000 µg/L. La Venlafaxina aumentó significativamente el porcentaje de malformaciones y también provocó un aumento de la pigmentación de los individuos de esta especie. Con los resultados obtenidos por Ribeiro et al. (2022) se subraya la importancia de incluir estudios ecotoxicológicos para una evaluación precisa del riesgo de los contaminantes quirales en el medio acuático.

En cuanto a distribución, estudios recientes han indicado la presencia de Venlafaxina en efluentes de aguas residuales (Bueno et al., 2012; Lajeunesse et al., 2008; Rúa-Gómez & Püttmann, 2012), aguas superficiales (de Jongh et al., 2012; C. D. Metcalfe et al., 2010; Schultz et al., 2010) e, incluso, agua potable (Valcárcel et al., 2011). detectaron concentraciones de Venlafaxina en un rango de 100-1000 ng/L en los ríos de la Comunidad de Madrid. Su distribución y elevada presencia hace necesario y urgente su monitorización y control por parte de las autoridades competentes.

Bisfenol A (Nº CAS 1675-54-3)

Es un compuesto orgánico con dos grupos funcionales fenol. Es un bloque disfuncional de muchos plásticos y aditivos plásticos (Falcão et al., 2020). Esta sustancia química está clasificada como compuesto alterador endocrino (EDC) debido a su potencia estrogénica y/o antiandrogénica, detectable en seres humanos y fauna silvestre, y a sus efectos deletéreos sobre las glándulas mamarias, el cerebro y el desarrollo del comportamiento demostrados en diferentes organismos (Flint et al., 2012).



La Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria ha concluido recientemente que el Bisfenol A no supone ningún riesgo para la salud humana porque la exposición actual a este compuesto por ingestión es demasiado baja para causar daños (*No Consumer Health Risk from Bisphenol A Exposure* | EFSA, n.d.). Sin embargo, sí que tiene efectos adversos en los organismos acuáticos. Por ejemplo, (Huang et al., 2012) observó que este compuesto alteraba el desarrollo cardíaco en la fase embrionaria de los peces Medaka (*Oryzias melastigma*). Asimismo, el Bisfenol A inhibe el crecimiento del ovario y conduce a la disminución de la expresión de la hormona luteinizante/receptor de coriogonadotropina en el ovario del pez cebra (*Danio rerio*) durante su etapa juvenil (Chen et al., 2017). También se observaron efectos adversos a lo largo de la generación, ya que la malformación y la mortalidad aumentaron en la descendencia de peces expuestos al Bisfenol A en comparación con los peces de control (Chen et al., 2017). Los resultados presentan cierta incertidumbre asociada a la dosis y a los

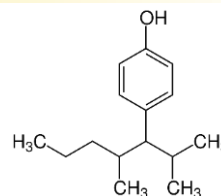


periodos de exposición con diferentes modelos (Tamschick et al., 2016). Por ejemplo, la exposición al Bisfenol A en agua durante 15 días promovió la producción de huevos de peces cebra reproductores (Laing et al., 2016). Por el contrario, la producción de huevos y la incubabilidad en *Pimephales promelas* se inhibieron con la exposición al Bisfenol A (Sohoni et al., 2001). Esta exposición en el agua también afectó a la eclosión del embrión de los peces (Mu et al., 2018).

En relación con esta sustancia, muchos investigadores incluyeron el Bisfenol A entre los micro contaminantes orgánicos que deben controlarse en las EDAR como (Kataria et al., 2022), que informaron de que el Bisfenol A era uno de los cinco micro contaminantes orgánicos con mayor presencia en las aguas residuales, convirtiéndose así en uno de los micro contaminantes más detectados en el medio ambiente (Wang et al., 2019).

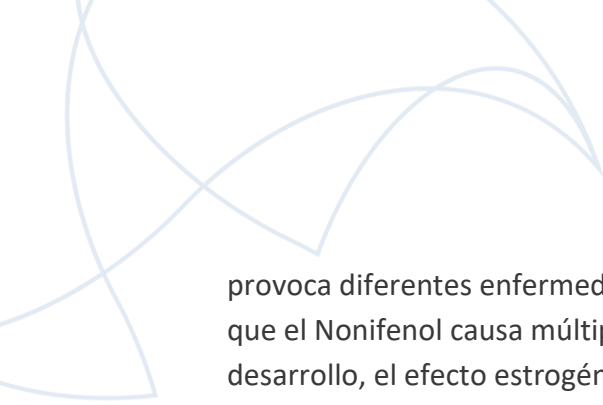
Nonilfenol (Nº CAS 25154-52-3)

Es un compuesto químico utilizado en la fabricación plásticos, resinas, productos textiles, pesticidas y detergentes.



El Nonilfenol tiene una serie de efectos adversos y de toxicidad para los seres humanos y el medio ambiente. En general, la exposición al Nonilfenol puede producir problemas y enfermedades peligrosas como el cáncer. Estudios recientes se han centrado en investigar la relación entre la exposición ambiental al Nonilfenol y el riesgo de progresión del cáncer (Noorimotlagh et al., 2020). Según los informes, el Nonilfenol indujo fuertemente la progresión del cáncer de mama en experimentos previos. Según los estudios notificados, se ha encontrado una asociación positiva entre la exposición al Nonilfenol y diferentes tipos de cáncer, como el de ovario, de útero, de hipófisis y de testículos. Debido a su hidrofobicidad el Nonilfenol, puede retenerse y acumularse en el medio ambiente y, posteriormente, causar enfermedades peligrosas. Puede imitar la acción de las hormonas naturales en vertebrados (Junghanns et al., 2005), causar la feminización de los organismos acuáticos, reducir la fertilidad de los machos y la supervivencia de los juveniles en concentraciones tan bajas como 8,2 µg/L (Soares et al., 2008; Yang et al., 2020). Tiene una toxicidad aguda sustancial para el fitoplancton, el zooplancton, los anfibios, los invertebrados y los peces (Hong et al., 2020). El Nonilfenol también puede cambiar la distribución de las células germinales primordiales a lo largo del eje anterior y posterior en embriones de 24 horas de pez cebrá (*Danio rerio*), modificando así la estructura gonadal de juveniles y adultos (Willey & Krone, 2001). No sólo actúa como contaminante peligroso, sino que también





provoca diferentes enfermedades alérgicas y cutáneas. Estudios recientes confirman que el Nonifenol causa múltiples efectos tóxicos, como en el crecimiento y el desarrollo, el efecto estrogénico y efectos reproductivos nocivos, a través de receptores de hormonas nucleares, como el estrógeno, el andrógeno y la progesterona, tanto in vivo como in vitro (Zha et al., 2008). Dado que el Nonifenol puede entrar en el medio ambiente y en los recursos hídricos, diferentes organismos como los peces pueden tomarlo e incorporarse así a la cadena alimentaria.

El Nonifenol es considerado como uno de los más importantes disruptores endocrinos, convirtiéndose recientemente en un importante motivo de preocupación por su persistencia en zonas medioambientales, su bioacumulación en la biomasa y su toxicidad para los organismos. Además de su alta hidrofobicidad y baja solubilidad, el Nonifenol es un compuesto semi volátil que puede vaporizarse a la atmósfera desde diversas fuentes de emisión (Bhandari et al., 2021). El alto consumo de Nonifenol desemboca en su presencia en masas de agua (C. Tang et al., 2020) y su concentración puede variar de 644 $\mu\text{g/L}$ en aguas superficiales a 1350 $\mu\text{g/L}$ en aguas residuales no tratadas (Medvedeva et al., 2017).

2. Análisis de la normativa europea y nacional

**Contaminantes emergentes:
identificación, cuantificación y
mitigación**



**FUNDACIÓN
RENOVABLES**

2. Análisis de la normativa europea y nacional

La normativa europea sobre contaminantes emergentes es un conjunto de reglas y directrices que buscan regular y controlar la presencia de sustancias químicas y otros contaminantes en el medio ambiente que han sido identificados como emergentes, es decir, aquellos que aún no han sido completamente evaluados y regulados. Si bien en este documento se sustenta la importancia de la detección y monitorización de los contaminantes emergentes en su difusión mediante las aguas residuales, es importante analizar el resto de las normativas que regulan estas sustancias para visualizar y comprender el contexto general.

- La [Directiva 2013/39/UE](#) del Parlamento Europeo y del Consejo de la UE modifica la [Directiva 2000/60/CE](#) (Directiva Marco del Agua) y [Directiva 2008/105/CE](#) estableciendo una **lista de contaminantes prioritarios en el ámbito de la política de aguas**. Entre estos contaminantes se incluyen los conocidos como "contaminantes emergentes". A continuación, se indica una lista de algunos de los contaminantes emergentes contemplados en la directiva:
 - Bisfenol A: un compuesto químico utilizado en la fabricación de plásticos y resinas epoxi, que se encuentra en productos de consumo como botellas de plástico, envases de alimentos y recubrimientos de latas de alimentos.
 - Estrógenos: hormonas sexuales femeninas que pueden ser liberadas por el uso de anticonceptivos orales y terapia hormonal de reemplazo, así como por la excreción humana y animal.
 - Ftalatos: compuestos químicos utilizados como plastificantes en plásticos y otros materiales, que se encuentran en productos de consumo como juguetes, envases de alimentos y productos de cuidado personal.
 - Productos farmacéuticos como analgésicos, antibióticos, hormonas, antiinflamatorios, antidepresivos y otros productos.
 - Productos químicos perfluorados, incluyendo perfluorooctano sulfonato (PFOS) y ácido perfluorooctanoico (PFOA), que se utilizan en la fabricación de productos como textiles, pinturas, limpiadores y extintores de incendios.
 - Productos de cuidado personal como cosméticos, productos de higiene personal y productos de limpieza del hogar. Entre los productos químicos de este tipo se encuentran los parabenos, los nonilfenoles, los triclosanes y los microplásticos.
 - Productos químicos industriales como retardantes de llama bromados y clorados, dioxinas, furanos, bifenilos policlorados (PCB) y otros productos




químicos utilizados en la fabricación de productos como plásticos, textiles y productos electrónicos.

La Directiva 2013/39/UE ha sido transpuesta en España mediante el [Real Decreto 817/2015](#).

- El Real Decreto 817/2015 incluye una lista propia de 16 sustancias denominadas Sustancias Preferentes. Se trata de una lista de contaminantes que presentan un riesgo significativo para las aguas superficiales españolas debido a su especial presencia, toxicidad, persistencia y bioacumulación. Las 16 sustancias consideradas como preferentes son las siguientes: Etilbenceno, Tolueno, 1, 1, 1 – Tricloroetano, Xileno, Terbutilazina, Arsénico, Cobre, Cromo VI, Cromo, Selenio, Zinc, Cianuros totales, Fluoruros, Clorobenceno, Diclorobenceno y Metolacloro.
- El [Reglamento \(UE\) 2019/1021](#) del Parlamento Europeo y del Consejo de la UE sobre contaminantes orgánicos persistentes (COP) establece una **lista de sustancias químicas que se consideran contaminantes orgánicos persistentes y que deben ser objeto de medidas especiales para su control y eliminación**. Entre estas sustancias se encuentran algunos contaminantes emergentes. A continuación, se presenta una lista de algunos de los contaminantes emergentes contemplados en este reglamento:
 - Perfluorooctano sulfonato (PFOS): un compuesto químico utilizado en productos textiles, cueros, espumas, retardantes de llama, y en procesos industriales como limpieza de metales y textiles.
 - Perfluorooctanoico (PFOA): un compuesto químico utilizado como agente tensioactivo en la polimerización de emulsiones de fluoropolímeros.
 - Hexabromociclododecano (HBCDD): un retardante de llama utilizado en productos como espumas de poliestireno, aislamiento térmico y materiales textiles.
 - Diclorometano (DCM): un solvente utilizado en la producción de productos químicos y en la eliminación de pintura y barniz.
 - Percloroetileno (PCE): un solvente utilizado en la producción de productos químicos y en la limpieza en seco de ropa y tejidos.
 - 2-Mercaptobenzotiazol (MBT): un acelerador utilizado en la producción de caucho y otros materiales.
 - Cloroparafinas de cadena corta (SCCP): utilizadas como aditivos en la producción de productos de caucho, pinturas y adhesivos.





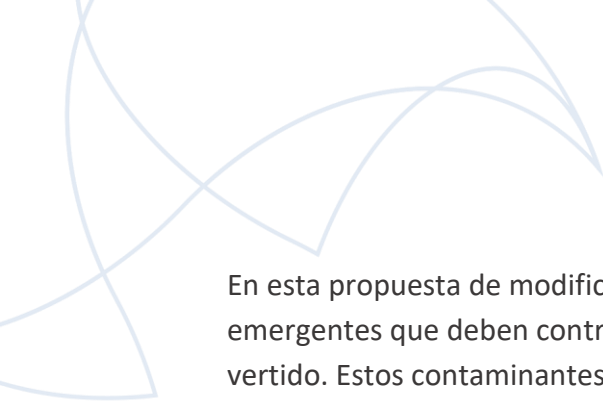
El Reglamento (UE) 2019/1021 no requiere de una transposición por parte de los Estados miembros ya que es un reglamento de aplicación directa en todos los países de la UE.

Por lo tanto, en España el Reglamento también es aplicable de forma directa, sin necesidad de una transposición específica en la legislación nacional. Sin embargo, las autoridades españolas pueden adoptar medidas adicionales para garantizar la plena aplicación del Reglamento, así como para establecer sanciones en caso de incumplimiento.

- La [Directiva \(UE\) 2020/2184](#) del Parlamento Europeo y del Consejo de 16 de diciembre de 2020, relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano, establece un **conjunto de parámetros de calidad del agua potable que deben ser cumplidos para proteger la salud humana y garantizar la seguridad del agua potable en la UE**. Si bien esta directiva no se enfoca específicamente en los contaminantes emergentes, algunos de ellos están incluidos dentro de los parámetros de calidad del agua potable.
- La transposición de la Directiva (UE) 2020/2184 se realizó a través del [Real Decreto 3/2023](#), de 10 de enero, por el que se establecen los criterios técnico-sanitarios de la calidad del agua de consumo, su control y suministro.

El Real Decreto establece requisitos más estrictos para la calidad del agua potable y un marco de actuación para prevenir y reducir la presencia de contaminantes en el agua destinada al consumo humano, incluyendo la definición de los criterios de calidad del agua y los métodos de análisis, la vigilancia y el control de los riesgos sanitarios y la obligación de establecer planes de gestión de riesgos. Además, establece las obligaciones de los suministradores de agua potable y de las autoridades competentes en materia de gestión del agua y los procedimientos y criterios para la gestión de riesgos, incluyendo el control de los contaminantes emergentes en el agua destinada al consumo humano.

- La [Directiva 91/271/CEE](#) se refiere al **tratamiento de aguas residuales urbanas**. En mayo de 2021, la Comisión Europea presentó una propuesta para modificar esta directiva, con el objetivo de mejorar la calidad del agua y la protección de la salud humana y del medio ambiente.



En esta propuesta de modificación se incorpora una serie de contaminantes emergentes que deben controlarse en las aguas residuales urbanas antes de su vertido. Estos contaminantes emergentes incluyen:

- Microplásticos: partículas plásticas de menos de 5 mm de diámetro.
- Productos farmacéuticos: sustancias utilizadas para el tratamiento de enfermedades humanas y animales.
- Hormonas: sustancias químicas producidas naturalmente por el cuerpo que controlan y regulan las funciones corporales.
- Pesticidas: sustancias químicas utilizadas para proteger los cultivos de plagas y enfermedades.
- Disruptores endocrinos: sustancias químicas que pueden interferir en el sistema hormonal de los organismos.
- Sustancias perfluoroalquiladas y polifluoroalquiladas (PFAS): sustancias químicas utilizadas en la fabricación de productos industriales y de consumo, como los revestimientos antiadherentes.

La propuesta de modificación de la directiva también establece límites de emisión para estos contaminantes y la necesidad de un seguimiento regular de su presencia en las aguas residuales urbanas.

La Directiva 91/271/CEE ha sido transpuesta en España a través del [Real Decreto 2116/1998](#), de 20 de octubre, por el que se establecen los criterios y procedimientos de la calidad del agua y el régimen de control a efectuar sobre las aguas residuales urbanas tratadas y se modifica el [Real Decreto 509/1996](#), de 15 de marzo, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas.

La Directiva 91/271/CEE establece los requisitos mínimos de tratamiento de aguas residuales urbanas en la UE, con el objetivo de proteger el medio ambiente y la salud humana. La transposición de la directiva en España ha permitido la mejora en la calidad de las aguas residuales urbanas, la protección de los ecosistemas acuáticos y la reducción de los riesgos sanitarios asociados a la exposición a aguas contaminadas.

- [Reglamento \(UE\) 2020/741](#) del Parlamento Europeo y del Consejo de 25 de mayo de 2020, relativo a los requisitos mínimos para la reutilización del agua establece una serie de **requisitos para garantizar la seguridad y la calidad de las aguas reutilizadas, incluyendo la identificación y control de contaminantes emergentes**, entre los que incluye:

- Fármacos y productos de cuidado personal: analgésicos, antiinflamatorios, antibióticos, hormonas y productos de cuidado personal como cremas, lociones y champús.
- Contaminantes orgánicos persistentes: PCB, dioxinas y furanos.
- Sustancias químicas perfluoroalquiladas: ácido perfluorooctanoico y ácido perfluorooctanosulfónico.
- Microplásticos: partículas de plástico con un tamaño menor a 5 mm.
- Metales pesados: plomo, cadmio, mercurio y arsénico.
- Virus, bacterias y otros microorganismos: virus entéricos, bacterias patógenas, como *Escherichia coli* y *Salmonella*, y otros microorganismos.
- Otros contaminantes: cianotoxinas, endocrino-disruptores y otros contaminantes emergentes que se consideren relevantes en el futuro.

En concreto, la directiva establece que se deben tomar medidas para evitar la presencia de contaminantes emergentes en las aguas residuales tratadas y que se deben establecer límites máximos de concentración para aquellos contaminantes que se consideren de preocupación en la reutilización de aguas. Además, se debe llevar a cabo un seguimiento y evaluación periódica de los contaminantes emergentes presentes en las aguas reutilizadas.

La directiva también establece que se deben aplicar medidas de gestión de riesgos para los contaminantes emergentes, como la implementación de tecnologías de tratamiento avanzadas que permitan la eliminación o reducción de estos contaminantes. Además, se debe promover la investigación y el desarrollo de tecnologías y técnicas de análisis para la detección de contaminantes emergentes.

- En España, el [Real Decreto Legislativo 1/2001](#), por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas, establece el marco legal para la gestión y protección de las aguas en España y se basa en los principios de la Directiva Marco del Agua, incluyendo la gestión integrada de las cuencas hidrográficas, la protección de las aguas superficiales y subterráneas, la recuperación y protección de los ecosistemas acuáticos y la participación pública en la toma de decisiones.

España ha establecido planes hidrológicos de cuenca para la gestión de las aguas superficiales y subterráneas y ha desarrollado programas de seguimiento y control de la calidad del agua, incluyendo la identificación y control de contaminantes prioritarios y emergentes.



Además, España ha establecido un régimen sancionador para el incumplimiento de las normas de calidad del agua y ha dispuesto medidas para promover el uso eficiente y sostenible del agua, incluyendo el fomento de la reutilización de aguas depuradas y la implementación de sistemas de gestión integrada del agua en las zonas urbanas y rurales.

- El [Real Decreto 3/2023](#), de 7 de febrero, por el que se establecen los criterios sanitarios de la calidad del agua de consumo humano.

Este Real Decreto establece los requisitos de calidad que deben cumplir las aguas destinadas al consumo humano, tanto para su suministro público como privado.

Estos requisitos incluyen valores máximos permitidos para una serie de parámetros microbiológicos, químicos y radiológicos, así como los procedimientos y métodos de análisis para el control de la calidad del agua.

Además, el Real Decreto establece la obligación de llevar a cabo un seguimiento continuo de la calidad del agua destinada al consumo humano, tanto en las fuentes de suministro como en las redes de distribución, y establece las medidas que deben adoptarse en caso de detectar incumplimientos de los requisitos de calidad del agua. En cuanto a los contaminantes emergentes incluye un breve listado que irá ampliándose, en función de las evidencias técnicas y científicas: β -Estradiol, Nonilfenol y Diclofenaco.

A modo de resumen, la Tabla 2 incluye las principales sustancias prioritarias consideradas como peligrosas en la normativa europea y española.

Sustancia prioritaria peligrosa	Norma reguladora
Ácido de perfluoro-octan-sulfonato (PFOS)	Directiva 2020/2184/UE, Real Decreto 3/2023
Almizcle xileno	Directiva 2020/2184/UE, Real Decreto 3/2023
Amisulprida	Nueva propuesta Directiva 91/271/CEE
Antraceno	Directiva 2020/2184/UE, Real Decreto 3/2023
Bentazon	Directiva 2020/2184/UE, Real Decreto 3/2023
Benzotriazol	Nueva propuesta Directiva 91/271/CEE
Bisfenol A	Directiva 2020/2184/UE, Real Decreto 3/2023
Cadmio y sus compuestos	Directiva 2020/2184/UE, Real Decreto 3/2023
Candesartán	Nueva propuesta Directiva 91/271/CEE



Sustancia prioritaria peligrosa	Norma reguladora
Carbamazepina	Nueva propuesta Directiva 91/271/CEE
Catión de tributilestaño	Directiva 2020/2184/UE, Real Decreto 3/2023
Cianuro libre	Directiva 2020/2184/UE, Real Decreto 3/2023
Citalopram	Nueva propuesta Directiva 91/271/CEE
Claritromicina	Nueva propuesta Directiva 91/271/CEE
Cloroalcanos	Directiva 2020/2184/UE, Real Decreto 3/2023
Compuestos de tributilestaño	Directiva 2020/2184/UE, Real Decreto 3/2023
Diclofenaco	Nueva propuesta Directiva 91/271/CEE Directiva 2020/2184/UE, Real Decreto 3/2023
Dicofol	Directiva 2020/2184/UE, Real Decreto 3/2023
Difeniléteres bromados (DEB)	Directiva 2020/2184/UE, Real Decreto 3/2023
Dioxinas	Directiva 2020/2184/UE, Real Decreto 3/2023
EDTA	Directiva 2020/2184/UE, Real Decreto 3/2023
Endosulfán,	Directiva 2020/2184/UE, Real Decreto 3/2023
Glifosato	Directiva 2020/2184/UE, Real Decreto 3/2023
Hexaclorobenceno	Directiva 2020/2184/UE, Real Decreto 3/2023
Hexaclorobutadieno	Directiva 2020/2184/UE, Real Decreto 3/2023
Hexaclorociclohexano	Directiva 2020/2184/UE, Real Decreto 3/2023
Hidrocarburos aromáticos policíclicos	Directiva 2020/2184/UE, Real Decreto 3/2023
Hidroclorotiazida	Nueva propuesta Directiva 91/271/CEE
Irbesartán	Nueva propuesta Directiva 91/271/CEE
Mecoprop	Directiva 2020/2184/UE, Real Decreto 3/2023
Mercurio y sus compuestos	Directiva 2020/2184/UE, Real Decreto 3/2023
Metoprolol	Nueva propuesta Directiva 91/271/CEE
Mezcla de 6- 5- y 4-Methylbenzotriazole	Nueva propuesta Directiva 91/271/CEE
Nonilfenol	Directiva 2013/39/UE Directiva 2020/2184/UE, Real Decreto 3/2023
Pentaclorobenceno	Directiva 2020/2184/UE, Real Decreto 3/2023
Venlafaxina	Nueva propuesta Directiva 91/271/CEE
β-Estradiol	Directiva 2020/2184/UE, Real Decreto 3/2023

Tabla 2. Sustancias prioritarias peligrosas recogidas en el marco legislativo europeo y español.
Fuente: elaboración propia



3. Tecnologías de descontaminación

**Contaminantes emergentes:
identificación, cuantificación y
mitigación**



**FUNDACIÓN
RENOVABLES**

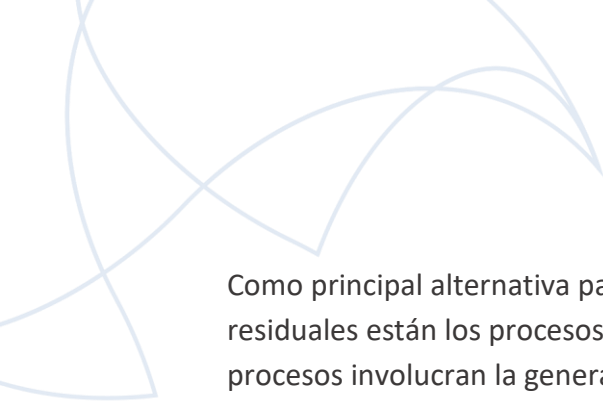
3. Tecnologías de descontaminación

Tras el análisis de las principales normativas europeas y estatales relativas a los contaminantes emergentes, se observa que **el principal compartimento ambiental que acumula y almacena esta tipología de contaminantes son las masas de aguas**. Los contaminantes emergentes derivan de las actividades de los seres humanos, como las industriales, agrarias, las de producción de medicamentos y otros productos farmacéuticos, así como las actividades cotidianas. La línea común a todas estas actividades es la generación de aguas residuales que tienen como destino las EDAR. Así pues, en los últimos años, se han desarrollado diversas tecnologías de descontaminación para hacer frente a estos contaminantes emergentes. Algunas de las tecnologías más utilizadas incluyen la oxidación avanzada, la adsorción, la membrana y la fotocatalisis. Cada una de estas tecnologías tiene sus propias ventajas y desventajas y la elección de la tecnología más adecuada depende de varios factores, como la naturaleza del contaminante, la concentración y el tipo de agua. En este contexto, es importante analizar y evaluar estas tecnologías para seleccionar la más adecuada para tratar los contaminantes emergentes en el agua. A continuación, se describen las tecnologías más adecuadas para la eliminación de los contaminantes descritos en el apartado 3.

3.1. Amisulprida

Los tratamientos convencionales para el agua residual se basan en los fangos activados, un consorcio entre microorganismos con metabolismos heterótrofos y autótrofos. Bollmann et al. (2016), demostraron que la Amisulprida es estable y no se degrada en los procesos de fangos activados. Por tanto, es necesaria la aplicación del tratamiento cuaternario que propone la nueva propuesta de la Directiva 91/271/CEE sobre el tratamiento de aguas residuales. De entre los tratamientos que se plantean, la ozonificación y la fotólisis, junto con procesos de oxidación avanzada, han sido estudiados como alternativa de eliminación. La adición de ozono como agente oxidante en un ratio de 2:1 degrada la Amisulprida en diferentes productos de transformación, siendo el más abundante el N-óxido de Amisulprida. El producto de transformación oxidado no es biodegradable por lo que no es susceptible a ser eliminado en los procesos biológicos de las EDAR. Asimismo, al ser un compuesto de transformación del antipsicótico no se han estudiado los efectos ecotoxicológicos derivados de su exposición y/o acumulación (Bollmann et al., 2016). No obstante, de acuerdo con los datos obtenidos por (Gros et al., 2015) los productos de transformación podrían ser más tóxicos que el producto original.





Como principal alternativa para la eliminación de la Amisulprisa en las aguas residuales están los procesos de oxidación avanzada (Chong & Jin, 2012). Estos procesos involucran la generación in situ de especies altamente reactivas, como el radical hidroxilo ($\text{HO}\cdot$), que degrada a un gran grupo de compuestos orgánicos. Los diferentes métodos de AOP incluyen la fotocatalisis heterogénea y homogénea basadas en irradiación cercana al ultravioleta (UV) o visible solar, la electrólisis, la ozonización, la ultrasonificación (US), el reactivo de Fenton y la oxidación húmeda con aire (WAO), mientras que los procesos menos convencionales, pero en evolución incluyen la radiación ionizante, microondas, plasma pulsado y el reactivo de ferrato.

De entre las diferentes tecnologías que enmarcan los procesos de oxidación avanzada, la combinación de la fotocatalisis con la adición de peróxido de hidrógeno (H_2O_2), como aceptor de electrones, tiene grandes efectos sinérgicos que no solo reducen la concentración de la Amisulprida en el efluente, sino que implica una reducción en la energía requerida por el proceso, al obtener del sol parte de la energía necesaria. Para una dosis del 0,3% de H_2O_2 los rendimientos de eliminación de la Amisulprida fue del 96%, obteniendo una concentración de 27 ng/L, siendo prácticamente indetectable en el efluente de las aguas residuales estudiadas por (Schnabel et al., 2020).

3.2. Benzotriazole

Algunos estudios realizados demuestran una eliminación incompleta en los procesos de depuración convencionales en las EDAR, obteniendo rendimientos de eliminación entre el 13-62% (Voutsas et al., 2006). La contribución del tratamiento secundario, es decir, de la unidad biológica del proceso, varía entre el 7% y el 27%, demostrando la baja biodegradabilidad del compuesto. No obstante, la elevada sensibilidad fotoquímica del Benzotriazole favorece su eliminación a partir de procesos de oxidación avanzada basados en la luz. El postratamiento con radiación UV favorece los rendimientos de eliminación hasta alcanzar valores próximos al 90% (Liu et al., 2012).

3.3. Candesartán e Irbesartán

Sobre los contaminantes Candesartán e Irbesartán no existen estudios que profundicen en las principales vías de eliminación y en los rendimientos de eliminación de los procesos de tratamiento de aguas residuales.

No obstante, (Schoenell et al., 2021) observaron que al combinar procesos de oxidación con $\text{O}_3/\text{UV}/\text{H}_2\text{O}_2$ se obtenía un rendimiento de eliminación del Candesartán del 93%, aunque el estudio no se enfocó en si se producen subproductos derivados de los procesos de oxidación y potencial toxicidad. En cuanto al Irbesartán, la utilización de biofiltros permite la eliminación de hasta el 80%, por lo que se deduce que este



compuesto es susceptible de ser biodegradado por las bacterias autóctonas del agua residual.

3.4. Carbamazepina

Numerosos estudios han demostrado que, al igual que la Amisulprida, la Carbamazepina persiste tras los procesos convencionales de las EDAR, obteniendo rendimientos de eliminación inferiores al 10% (Zhang et al., 2008). La baja eficiencia de eliminación del antiepiléptico se debe a su baja biodegradabilidad y a las características físico-químicas del fármaco que dificultan su eliminación por adsorción al fango (Ternes et al., 2004).

Entre los diferentes procesos de oxidación avanzada estudiados para la degradación de la Carbamazepina en aguas residuales, se observó que las técnicas basadas en ozono (O₃, O₃/H₂O₂, O₃/UV) y el proceso UV/H₂O₂ son los que presentan mayor rendimiento de eliminación. El proceso UV/H₂O₂ tiene una ventaja distintiva debido a su simplicidad. El único químico requerido es el H₂O₂, que se almacena fácilmente y se dosifica con precisión según la demanda del proceso (Mohapatra et al., 2014). (Kim et al., 2009a, 2009b) realizaron estudios sobre la fotodegradación de compuestos farmacéuticos, incluyendo la Carbamazepina, en aguas residuales utilizando tratamientos de UV y UV/H₂O₂. Concretamente, observaron que durante el tratamiento de UV/H₂O₂, la Carbamazepina se degradaba en más del 90% mediante irradiación de UV durante 30 minutos (dosis de UV: 691 mJ cm⁻²).

3.5. Citalopram

Siguiendo la misma tendencia de los contaminantes emergentes anteriores, el Citalopram presenta rendimientos de eliminación inferiores al 50% en los procesos de fangos activados. Sin embargo, procesos basados en carbón activado favorecen la eliminación, alcanzando rendimientos entre el 50% y el 80% (Guillossou et al., 2019). También se lograron altos rendimientos de eliminación en pruebas que utilizaron fangos activados convencionales combinados con ozono o filtros de carbón activado granular, alcanzando rendimientos de eliminación del 84%. Por tanto, el Citalopram puede eliminarse fácilmente en una planta de tratamiento de aguas residuales convencional acoplando un proceso de tratamiento avanzado (Bourgin et al., 2018).

Así pues, los procesos de oxidación avanzada, el tratamiento cuaternario de las próximas estaciones regeneradoras de aguas residuales, constituyen una mejora en la calidad del efluente al eliminar sustancialmente compuestos como el Citalopram.



3.6. Claritromicina

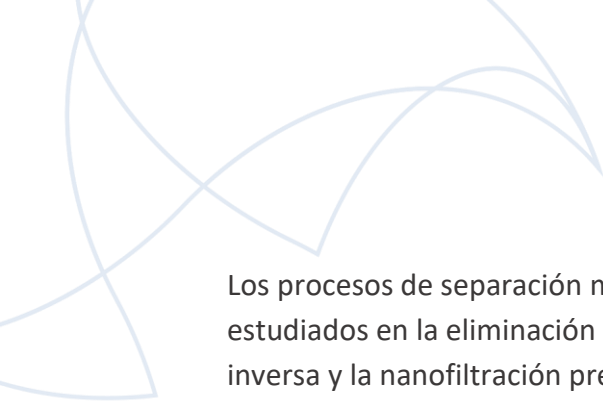
La concentración de Claritromicina en las EDAR va reduciéndose conforme el agua avanza por las diferentes fases del tratamiento. La reducción del antibiótico en la fase acuosa puede deberse a procesos de biodegradación o de adsorción. Teniendo en cuenta el coeficiente de partición octanol-agua (7,18), se presupone que la eliminación del compuesto se debe a la adsorción de este en los fangos generados. No obstante, la comparación entre los rendimientos de eliminación de otros antibióticos con coeficientes octanol-agua dispares, establece la teoría de que otros procesos, como la biodegradación, pueden influir también en la retirada de la Claritromicina de la fase acuosa de las aguas residuales (Yasojima et al., 2006). Por otro lado, los datos obtenidos por (Göbel et al., 2007) muestran rendimientos de eliminación del 90% al tratar el agua residual a partir de un reactor de membrana con un elevado tiempo de retención celular. Estos resultados apoyarían la teoría de que parte de la Claritromicina es eliminada por la microbiota generada en las membranas, pero requiere elevados tiempos de exposición.

3.7. Diclofenaco

Debido a las bajas concentraciones detectadas en los ecosistemas acuáticos y a la naturaleza química compleja del Diclofenaco, las técnicas convencionales de coagulación y sedimentación reducen menos del 25% de la concentración farmacéutica inicial presente en el influente de las EDAR (Chauhan et al., 2020). En este sentido, es necesario mejorar la eficiencia de eliminación del Diclofenaco. Para ello, se han estudiado algunas técnicas cuaternarias para lograr este objetivo, como la adsorción, los procesos avanzados de oxidación y la separación por membrana.

Entre los productos farmacéuticos, el Diclofenaco destaca por su toxicidad y bioacumulación en los organismos acuáticos, incluso en bajas concentraciones. Además, algunos estudios han demostrado que los subproductos producidos a partir del Diclofenaco pueden ser generados por biotransformación o por exposición a la luz solar, siendo algunos de ellos incluso más tóxicos que el propio Diclofenaco puro (França et al., 2020). En este contexto, la eliminación del Diclofenaco en medio acuoso por adsorción es una alternativa prometedora ya que no transfiere los contaminantes emergentes a otros productos de transformación ni genera ningún subproducto genotóxico (Tomul et al., 2019; Wu et al., 2020). Es de vital importancia seleccionar el material de adsorción que aúne las siguientes características: alta capacidad de adsorción, buena selectividad y estabilidad química y térmica, entre otras. Utilizando como materiales adsorbentes carbón activado y cáscaras de naranja se alcanzan rendimientos de eliminación de hasta el 70%.





Los procesos de separación mediante membrana también han sido ampliamente estudiados en la eliminación de contaminantes emergentes. El proceso de ósmosis inversa y la nanofiltración presentan unos rendimientos de eliminación del 98% y del 90%, respectivamente (Licona et al., 2018), siendo, por tanto, el tamaño de poro un factor relevante en los procesos de eliminación del Diclofenaco de la fase acuosa.

Por último, también se han estudiado diferentes procesos de oxidación avanzada para la eliminación del antiinflamatorio. Los rendimientos de eliminación varían según las técnicas utilizadas, la concentración de Diclofenaco, los tipos y las dosis de catalizadores, el pH y el tiempo de retención, entre otras condiciones operativas. Los procesos basados en Photo-Fenton y ozono son las principales técnicas estudiadas en países iberoamericanos (Prada-Vásquez et al., 2021), mientras que, en el contexto europeo, los procesos basados en Fenton, fotocátalisis y ozonización son las tecnologías más utilizadas (Ribeiro et al., 2015). No obstante, independientemente del proceso utilizado, los rendimientos de eliminación son superiores al 90%, asegurando la eliminación del Diclofenaco del efluente de las EDAR (Perisic et al., 2016; Serna-Galvis et al., 2019; Wei et al., 2020).

3.8. Hidroclorotiazida

Los estudios realizados muestran rendimientos de eliminación de la Hidroclorotiazida variables entre el 58% y el 91% (Chen et al., 2016). A diferencia del resto de contaminantes emergentes estudiados, la Hidroclorotiazida puede eliminarse a partir de los procesos convencionales de tratamiento de aguas residuales basados en los fangos activados, obteniendo rendimientos de hasta el 76% (Radjenović et al., 2009). Pese a que los procesos biológicos convencionales son preferibles a otros tratamientos, debido a que no generan subproductos tóxicos, también se ha evaluado la aplicabilidad de los procesos de oxidación avanzada. La combinación de la cloración y UV eliminan el 63% en un tiempo de reacción de 6 minutos. El tratamiento basado en cloración/UV produce los subproductos de Hidroclorotiazida-330, Hidroclorotiazida-312 e Hidroclorotiazida-310, siendo compuestos más tóxicos que la Hidroclorotiazida. Por tanto, es preferible la utilización de los procesos biológicos convencionales para la eliminación del diurético (Mansor & Tay, 2020).

3.9. Mezcla de 6- 5- y 4-Methylbenzotriazole

La mezcla de los compuestos industriales muestra un rendimiento de eliminación del 85% en los procesos convencionales de tratamiento de aguas residuales (Loos et al., 2013). No obstante, diferentes estudios se han centrado en mejorar los rendimientos de eliminación de la mezcla de Methylbenzotriazole. Por ejemplo, (Kreuzig et al.,

2021), observaron que, al aplicar un tratamiento de ozonificación tras los procesos convencionales de las EDAR, el rendimiento de eliminación de la mezcla puede aumentar hasta el 98%. Por otro lado, la biodegradación aeróbica de la mezcla se optimizó utilizando configuraciones a escala de laboratorio y comunidades de fangos activados recogidos en diferentes EDAR que difieren en sus tecnologías de tratamiento, alcanzando rendimientos de eliminación de hasta el 100% (Yuan et al., 2014).

3.10. Metoprolol

Los porcentajes de eliminación detectados en los tratamientos convencionales de las EDAR suelen ser bajos y varían entre el 0% y el 36% (Lacey et al., 2012; Rubirola et al., 2014; Scheurer et al., 2010). Por lo tanto, es necesaria la aplicación del tratamiento cuaternario descrito en la nueva propuesta de la Directiva 91/271/CEE.

La combinación de procesos de oxidación avanzada, concretamente UV/H₂O₂ con procesos de fangos activados, se considera como la mejor opción para la eliminación del Metoprolol, obteniendo rendimientos del 86%. Resulta llamativa la combinación de los procesos de oxidación avanzada con los fangos activados, ya que, estos últimos presentan rendimientos de eliminación bajos, demostrando la baja biodegradabilidad del compuesto. Sin embargo, la función de los microorganismos aerobios en el sistema de depuración está enfocada a la reducción de los productos de transformación derivados del Metoprolol, al someterse a procesos de oxidación con UV/H₂O₂ (Jaén-Gil et al., 2021).

3.11. Venlafaxina

Tras analizar los efluentes de diferentes EDAR, el máximo rendimiento de eliminación del antidepresivo Venlafaxina fue del 48% (Rúa-Gómez et al., 2012). Tal y como se ha mencionado anteriormente, las dos principales vías de eliminación de los contaminantes en los procesos de fangos activados son la biodegradación y la adsorción sobre el fango. De acuerdo con (Gómez et al., 2007; Jones et al., 2007), en el caso de la Venlafaxina, la principal vía de eliminación es la degradación por parte de las bacterias presentes en el fango. Para incrementar los rendimientos de eliminación se ha estudiado la combinación de los procesos de fangos activados y de oxidación avanzada. El incremento de los rendimientos de eliminación hasta valores del 80%-95% demuestra que los procesos de oxidación avanzada, concretamente, la ozonificación es un paso fundamental para la eliminación de este antidepresivo (Rúa-Gómez et al., 2012).



3.12. Bisfenol-A

Se analizó la concentración de Bisfenol-A en 499 muestras líquidas y 347 sólidas obtenidas de veinticinco plantas de tratamiento de aguas residuales para investigar los parámetros que afectan a la ocurrencia y eliminación del Bisfenol-A. Se incluyeron lagunas, tratamiento primario asistido químicamente, tratamiento secundario y procesos de oxidación avanzada. Los rendimientos de eliminación oscilaron entre el 1% y el 77%. Las respectivas concentraciones promedio de Bisfenol-A en el fango primario, fango secundario y fango digerido fueron de 230, 260 y 460 ng/g, respectivamente, siendo, por tanto, los fangos digeridos los que presentaron las concentraciones más altas. Los procesos de filtro biológico aireado y biorreactor de membrana mostraron el mejor rendimiento, mientras que el tratamiento primario asistido químicamente logró la eliminación más baja. La biodegradación y la adsorción que contribuyen a la eliminación de Bisfenol-A fueron influenciadas por las condiciones operativas: tiempo de retención hidráulica, tiempo de retención de sólidos y la concentración de sólidos en suspensión en el reactor biológico. La influencia de los tiempos de retención y la concentración de sólidos en el biorreactor fue mayor durante las temperaturas frías. Para lograr una eliminación superior al 80%, las condiciones requeridas para los tiempos de retención y la concentración de sólidos fueron de 13 h, 7 días y 1.600 mg/L durante el verano (temperatura mediana de 19 °C) y de 13 h, 17 días y 5.300 mg/L durante el invierno (temperatura mediana de 10 °C), lo que indica que se necesitaban tiempos de retención de sólidos más largos y una mayor cantidad de sólidos suspendidos mixtos en licor durante el invierno. La tendencia de adsorción del Bisfenol-A al fango fue fuertemente influenciada por el grado de nitrificación y el HRT (Guerra et al., 2015). Así pues, para eliminar el Bisfenol-A y proteger el medio natural no es necesario introducir un tratamiento cuaternario en el sistema, puesto que con la optimización de los parámetros de operación se pueden alcanzar rendimientos de eliminación superiores al 70%.

3.13. Nonilfenol

La combinación de procesos biológicos y químicos en las EDAR implica un rendimiento de eliminación del Nonilfenol entre el 60% y el 99% (Vogelsang et al., 2006), en función de las condiciones ambientales y de los tratamientos aplicados. Estos resultados son preocupantes ya que indican que las plantas de tratamiento de aguas residuales son sólo parcialmente eficientes en la eliminación de este compuesto orgánico. Así pues, se recomienda aplicar filtros de carbón activado, tratamientos con UV y ozonización a los procesos de tratamientos existentes para asegurar elevados rendimientos de eliminación y la protección del medio natural (Soares et al., 2008).



4. Fichas informativas

**Contaminantes emergentes:
identificación, cuantificación y
mitigación**



**FUNDACIÓN
RENOVABLES**

4. Fichas informativas

Hasta ahora, hemos explorado en detalle los contaminantes emergentes, sus características, riesgos y su presencia en el medio ambiente. Ahora, con toda la información recopilada, nos embarcamos en un nuevo objetivo: la elaboración de una ficha informativa para cada uno de los contaminantes emergentes identificados en nuestra investigación.

El objetivo de estas fichas es proporcionar un resumen conciso, pero completo, de cada contaminante emergente, incluyendo su estructura química, propiedades físicas, fuentes de emisión, vías de exposición, efectos en la salud humana y en el medio ambiente, métodos de detección y análisis, así como medidas de mitigación y regulaciones existentes. Estas fichas informativas serán una valiosa herramienta para científicos y profesionales de la salud. Permitirán una comprensión clara y accesible de los contaminantes emergentes más relevantes, brindando información actualizada y basada en evidencias para la toma de decisiones informadas en materia de gestión ambiental y protección de la salud.


Amisulprida	Nº CAS 71675-85-9
Tratamientos para su eliminación <ol style="list-style-type: none">1. Tratamientos de fangos activados: poco eficaz (sin datos relevantes).2. Ozonificación: eficaz (degrada la Amisulprida en subproductos de transformación), pero los productos no son biodegradables.3. Procesos de oxidación avanzada: eficaz (generación de especies reactivas), sin datos específicos de rendimiento de eliminación.4. Fotocatálisis con H_2O_2: eficaz (reducción de la concentración de Amisulprida en el efluente). Dosis del 0,3% de H_2O_2: rendimiento de eliminación del 96%, alcanzando una concentración de 27 ng/L (prácticamente indetectable).	Legislación  Nueva propuesta de la Directiva 91/271/CEE
	Descripción y distribución Antipsicótico de segunda generación usado para tratar trastornos mentales graves. Amplia distribución y concentración en el medio acuático y aguas residuales. Los productos de transformación podrían ser más tóxicos.

Figura 3. Ficha informativa de Amisulprida.
Fuente: elaboración propia.




Benzotriazol	Nº CAS 95-14-7
<p>Tratamientos para su eliminación</p> <p>1. Tratamientos convencionales de las EDAR: rendimientos de eliminación entre el 13% y el 62%. La contribución del tratamiento secundario (unidad biológica) varía entre el 7% y el 27%.</p> <p>2. Procesos de oxidación avanzada con radiación UV: eficaz. El posttratamiento con radiación UV favorece los rendimientos de eliminación hasta alcanzar valores cercanos al 90%.</p>	<p>Legislación </p> <p>Nueva propuesta de la Directiva 91/271/CEE</p> <p>Descripción y distribución</p> <p>Compuesto heterocíclico que se utiliza para la elaboración de algunos fármacos o como anticorrosivo.</p> <p>Altera el sistema endocrino y causa feminización en peces machos marinos.</p> <p>Se encuentra en el medio acuático en concentraciones inferiores a 0,5 µg/L, lo que indica su persistencia y su escasa eliminación durante los procesos de tratamiento de aguas residuales.</p>

Figura 4. Ficha informativa de Benzotriazol.
Fuente: elaboración propia.

Candesartán	Nº CAS 139481-59-7
<p>Tratamientos para su eliminación</p> <p>1. Procesos de oxidación con O₃/UV/H₂O₂: rendimiento de eliminación del 93%. No se evaluaron subproductos o potencial toxicidad.</p>	<p>Legislación </p> <p>Nueva propuesta de la Directiva 91/271/CEE</p>
<p>Descripción y distribución</p> <p>Es un antagonista de los receptores de angiotensina II usado para el tratamiento de la hipertensión y la insuficiencia cardíaca.</p> <p>Efectos negativos en los organismos acuáticos, como, por ejemplo, para algas verdes.</p> <p>Se ha encontrado en masas de aguas naturales a concentraciones mucho más elevadas que los valores de concentración efectiva no observada (NEC) calculados.</p>	

Figura 5. Ficha informativa de Candesartán.
Fuente: elaboración propia.


Carbamazepina	Nº CAS 298-46-4
<p>Tratamientos para su eliminación</p> <p>1. Procesos convencionales de las EDAR: poco eficaz (rendimientos de eliminación inferiores al 10%).</p> <p>2. Procesos de oxidación avanzada:</p> <p>Técnicas basadas en ozono (O₃, O₃/H₂O₂, O₃/UV): eficaz, pero no se proporcionaron datos específicos de rendimiento de eliminación.</p> <p>Proceso UV/H₂O₂: eficaz. Algunos estudios mostraron que la Carbamazepina se degradó en más del 90% mediante irradiación de UV durante 30 minutos.</p>	<p>Legislación </p> <p>Nueva propuesta de la Directiva 91/271/CEE</p> <p>Descripción y distribución</p> <p>Es un fármaco establecido para el control de la epilepsia.</p> <p>Amplia detección en aguas superficiales y aguas residuales municipales. Subproductos de transformación diez veces más concentrados y más tóxicos. Efectos crónicos a concentraciones más bajas que las de toxicidad aguda. Algunos estudios han observado efectos fisiológicos en organismos acuáticos.</p>

Figura 6. Ficha informativa de Carbamazepina.
Fuente: elaboración propia.




Citalopram	Nº CAS 59729-33-8
<p>Tratamientos para su eliminación</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Procesos de fangos activados: rendimientos de eliminación inferiores al 50%. 2. Procesos basados en carbón activado: rendimientos de eliminación entre el 50% y el 80%. 3. Combinación de fangos activados con ozono o filtros de carbón activado granular: rendimientos de eliminación del 84%. 4. Plantas de tratamiento de aguas residuales convencionales con proceso de tratamiento avanzado: permite la eliminación fácil del Citalopram. 5. Procesos de oxidación avanzada: mejoran la calidad del efluente al eliminar sustancialmente compuestos como el Citalopram. 	<p>Legislación </p> <p>Nueva propuesta de la Directiva 91/271/CEE</p> <p>Descripción y distribución</p> <p>Es un inhibidor selectivo de la recaptación de serotonina, comúnmente utilizado para procesos de depresión.</p> <p>Efectos duraderos en el comportamiento de peces y organismos acuáticos. Concentraciones detectadas en aguas superficiales y potables, con tendencia creciente en sistemas acuáticos. Alta capacidad de acumulación en la biomasa de organismos vivos y sedimentos.</p>

Figura 7. Ficha informativa de Citalopram.
Fuente: elaboración propia.


Claritromicina	Nº CAS 81103-11-9
<p>Tratamientos para su eliminación</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Procesos convencionales de las EDAR: eficaz, la concentración de Claritromicina va reduciéndose debido a procesos de biodegradación y adsorción en los fangos generados. No se proporcionaron datos específicos de rendimiento de eliminación. 2. Tratamiento de agua residual con reactor de membrana de alto tiempo de retención celular: eficaz, con rendimientos de eliminación del 90%. 	<p>Legislación </p> <p>Nueva propuesta de la Directiva 91/271/CEE</p> <p>Descripción y distribución</p> <p>Es un antibiótico para infecciones bacterianas de la piel y el sistema respiratorio.</p> <p>Puede alterar las redes tróficas naturales y presentar riesgo de toxicidad y letalidad para los organismos acuáticos, incluyendo productores primarios en las redes alimentarias.</p> <p>Concentraciones detectadas en aguas superficiales y potencial de acumulación en sedimentos.</p>

Figura 8. Ficha informativa de Claritromicina.
Fuente: elaboración propia



Diclofenaco	Nº CAS 81103-11-9
<p>Tratamientos para su eliminación</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Técnicas convencionales de coagulación y sedimentación: poco eficaz (reducción de menos del 25%). 2. Adsorción: eficaz. El uso de materiales adsorbentes ha logrado rendimientos de eliminación de hasta el 70%. 3. Procesos de separación mediante membrana: <ul style="list-style-type: none"> Ósmosis inversa: eficaz, con un rendimiento de eliminación del 98%. Nanofiltración: eficaz, con un rendimiento de eliminación del 90%. 4. Procesos de oxidación avanzada: <ul style="list-style-type: none"> Photo-Fenton y ozono: eficaz, con rendimientos de eliminación superiores al 90%. Fenton, fotocatalisis y ozonización: eficaz, con rendimientos de eliminación superiores al 90%. 	<p>Legislación  </p> <p>Nueva propuesta de la Directiva 91/271/CEE Directiva 2020/2184/UE, Real Decreto 3/2023</p> <p>Descripción y distribución</p> <p>Es un fármaco inhibidor no selectivo de la ciclooxigenasa y de la familia de los antiinflamatorios no esteroideos.</p> <p>Detectado en influentes y efluentes de EDAR y aguas superficiales. Posibilidad de percolación a fuentes de agua potable. Toxicidad y bioacumulación en organismos acuáticos, incluyendo subproductos generados por biotransformación o exposición a la luz solar.</p>

Figura 9. Ficha informativa de Diclofenaco.
Fuente: elaboración propia.




Hidroclorotiazida	Nº CAS 58-93-5
<p>Tratamientos para su eliminación</p> <ol style="list-style-type: none"> Técnicas convencionales de coagulación y sedimentación: poco eficaz (reducción de menos del 25%). Adsorción: eficaz. El uso de materiales adsorbentes ha logrado rendimientos de eliminación de hasta el 70%. Procesos de separación mediante membrana: <ul style="list-style-type: none"> Ósmosis inversa: eficaz, con un rendimiento de eliminación del 98%. Nanofiltración: eficaz, con un rendimiento de eliminación del 90%. Procesos de oxidación avanzada: <ul style="list-style-type: none"> Photo-Fenton y ozono: eficaz, con rendimientos de eliminación superiores al 90%. Fenton, fotocatalisis y ozonización: eficaz, con rendimientos de eliminación superiores al 90%. 	<p>Legislación</p> <p>Nueva propuesta de la Directiva 91/271/CEE </p> <p>Descripción y distribución</p> <p>Es un fármaco diurético para el tratamiento inicial de la hipertensión arterial.</p> <p>Tóxico para <i>Daphnia magna</i>, <i>Atlivibrio fischeri</i> y algunas algas. Ampliamente extendido en aguas superficiales.</p> <p>Concentraciones detectadas en cuencas hidrográficas de la Península Ibérica, con las concentraciones más altas en la Cuenca Hidrográfica del Ebro.</p>

Figura 10. Ficha informativa de Hidroclorotiazida.
Fuente: elaboración propia.


Irbesartán	Nº CAS 138402-11-6
<p>Tratamientos para su eliminación</p> <ol style="list-style-type: none"> Utilización de biofiltros: rendimiento de eliminación de hasta el 80%. Se deduce que el compuesto es susceptible de ser biodegradado por las bacterias autóctonas del agua residual. 	<p>Legislación</p> <p>Nueva propuesta de la Directiva 91/271/CEE </p>
<p>Descripción y distribución</p> <p>Es un antagonista no peptídico de los receptores de la angiotensina II utilizado en todo el mundo para el tratamiento de la hipertensión y la nefropatía diabética en pacientes hipertensos con diabetes de tipo 2, creatinina sérica elevada y proteinuria.</p> <p>Estudios realizados en <i>Daphnia magna</i>, microalgas y <i>Artemia salina</i> sugieren que el Irbesartán no es tóxico per se. En las etapas de desinfección de las EDAR, se generan subproductos tóxicos derivados del Irbesartán, lo que resalta la importancia de su presencia y efectos en el medio acuático. Se han detectado altas concentraciones de Irbesartán en afluentes de EDAR llegando hasta 1.300 ng/L.</p>	

Figura 11. Ficha informativa de Irbesartán.
Fuente: elaboración propia.


Mezcla de 6-, 5- y 4-Methylbenzotriazole	Nº CAS 136-85-6/29878-31-7
<p>Tratamientos para su eliminación</p> <ol style="list-style-type: none"> Procesos convencionales de tratamiento de aguas residuales: el rendimiento de eliminación del 85%. Tratamiento de ozonificación tras los procesos convencionales: el rendimiento de eliminación de la mezcla puede aumentar hasta el 98%. Biodegradación aeróbica utilizando configuraciones a escala de laboratorio y fangos activados: el rendimiento de eliminación de hasta el 100%. 	<p>Legislación</p> <p>Nueva propuesta Directiva 91/271/CEE </p> <p>Descripción y distribución</p> <p>Es un compuesto orgánico utilizado como inhibidor de la corrosión.</p> <p>Se bioacumula y biomagnifica en los organismos acuáticos y reduce el crecimiento de algunas algas.</p> <p>Se han detectado concentraciones persistentes en aguas superficiales y subterráneas de Europa (5,4% de las aguas potables no tratadas). Además, se ha encontrado la mezcla en efluentes de EDAR en diferentes países.</p>

Figura 12. Ficha informativa de Mezcla de 6-, 5- y 4-Methylbenzotriazole.
Fuente: elaboración propia.




Metoprolol	Nº CAS 37350-58-6
Tratamientos para su eliminación 1. Tratamientos convencionales de las EDAR: bajos rendimientos de eliminación que varían entre el 0% y el 36%. 2. Combinación de procesos de oxidación avanzada (UV/H ₂ O ₂) con procesos de fangos activados: eficaz, con un rendimiento del 86%. Los fangos activados tienen rendimientos de eliminación bajos, pero los microorganismos aerobios ayudan a reducir los productos de transformación derivados del Metoprolol durante los procesos de oxidación con UV/H ₂ O ₂ .	Legislación  Nueva propuesta de la Directiva 91/271/CEE
	Descripción y distribución Es un bloqueador del receptor β_1 selectivo usado en el tratamiento de enfermedades cardíacas. Estudios en <i>Daphnia magna</i> muestran una disminución en la longitud corporal y en el número de crías. Es un fármaco antihipertensivo más frecuentemente detectado en aguas dulces superficiales, con la mayor concentración máxima registrada. Su elevada presencia se debe al alto consumo y a su insuficiente en las EDAR.

Figura 13. Ficha informativa de Metoprolol.
Fuente: elaboración propia.


Venlafaxina	Nº CAS 93413-69-5
Tratamientos para su eliminación 1. Tratamientos convencionales de las EDAR: bajos rendimientos de eliminación, con un máximo del 48%. 2. Combinación de procesos de fangos activados y oxidación avanzada (ozonificación): eficaz, con incrementos en los rendimientos de eliminación hasta valores del 80-95%. La ozonificación es un paso fundamental para la eliminación de la Venlafaxina.	Legislación  Nueva propuesta de la Directiva 91/271/CEE
	Descripción y distribución Es un antidepresivo de la clase inhibidor de la recaptación de serotonina y norepinefrina. Algunos estudios en dáfidos han demostrado una disminución en la fecundidad, aumento de malformaciones y pigmentación. Se ha detectado Venlafaxina en efluentes de aguas residuales, aguas superficiales e, incluso, agua potable.

Figura 14. Ficha informativa de Venlafaxina.
Fuente: elaboración propia.


Bisfenol A	Nº CAS 1675-54-3
Tratamientos para su eliminación 1. Plantas de tratamiento de aguas residuales: Los rendimientos de eliminación oscilan entre el 1% y el 77%. Concentraciones promedio en fangos: fango primario (230 ng/g), fango secundario (260 ng/g), fango digerido (460 ng/g). Mejores rendimientos: filtro biológico aireado y biorreactor de membrana. 2. Factores que influyen en la eliminación: 1. Biodegradación y adsorción. 2. TRC y TRH. 3. Temperatura. 4. Condiciones para eliminación superior al 80%: verano (13 h de TRH, 7 días de TRC, 1.600 mg/L de sólidos suspendidos); invierno (13 h de TRH, 17 días de TRC, 5.300 mg/L de sólidos suspendidos).	Legislación  Directiva 2020/2184/UE, Real Decreto 3/2023
	Descripción y distribución Es un bloque disfuncional de muchos importantes plásticos y aditivos plásticos. Efectos estrogénicos y/o antiandrogénicos en seres humanos y fauna silvestre, así como efectos negativos en las glándulas mamarias, el cerebro y el desarrollo del comportamiento. Alteración del sistema reproductivo de peces cebra y aumento en la malformación y mortalidad en crías de peces.

Figura 15. Ficha informativa de la Mezcla de Bisfenol A.
Fuente: elaboración propia.




Nonilfenol	Nº CAS 25154-52-3
<p>Tratamientos para su eliminación</p> <p>1. Procesos biológicos y químicos en las EDAR: Rendimientos de eliminación del Nonilfenol entre el 60% y el 99%. Los resultados indican que las plantas de tratamiento de aguas residuales son parcialmente eficientes en la eliminación de este compuesto orgánico.</p> <p>2. Recomendaciones para mejorar la eliminación del Nonilfenol: Aplicar filtros de carbón activado. Utilizar tratamientos con UV. Implementar la ozonización en los procesos de tratamiento existentes. Estas medidas aseguran elevados rendimientos de eliminación y la protección del medio natural.</p>	<p>Legislación</p> <p>Directiva 2013/39/UE, Directiva 2020/2184/UE, Real Decreto 3/2023</p>  <p>Descripción y distribución</p> <p>Es un compuesto químico utilizado en la fabricación de ciertos productos como plásticos, resinas, productos textiles, pesticidas y detergentes.</p> <p>Efectos tóxicos en organismos acuáticos. Se ha observado que puede interferir con el sistema endocrino de diversos organismos, incluidos los seres humanos.</p>

Figura 16. Ficha informativa de la Mezcla de Nonilfenol.
Fuente: elaboración propia.

La elaboración de las fichas informativas de los contaminantes emergentes representa un hito importante en el estudio porque consolidan toda la información recopilada, brindando una visión clara y completa de cada compuesto, sus características y los riesgos asociados. Con esta herramienta se fomenta una mayor conciencia sobre los contaminantes emergentes y se proporciona a científicos, profesionales y tomadores de decisiones una base sólida para abordar eficazmente estos problemas. Al cerrar este capítulo, se avanza hacia un mejor entendimiento y gestión de estos contaminantes, en beneficio tanto del medio ambiente como de la salud humana.



5. Revisión de casos reales

**Contaminantes emergentes:
identificación, cuantificación y
mitigación**



**FUNDACIÓN
RENOVABLES**

5. Revisión de casos reales

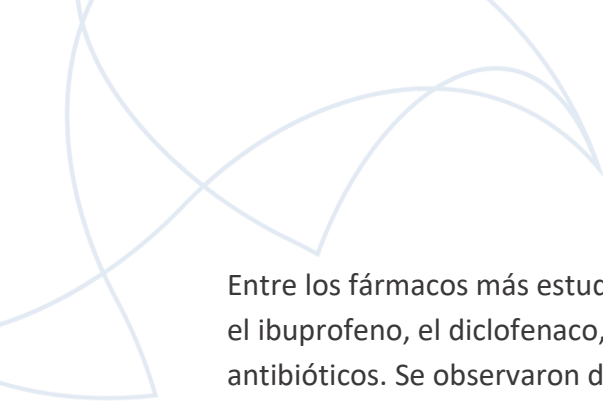
Se realizará un análisis para examinar la ubicación, concentración y distribución de los contaminantes emergentes en los compartimentos ambientales. Para ello, se recurrirá a una revisión bibliográfica, aprovechando la información disponible en estudios científicos y publicaciones relevantes. De esa forma, se recopilarán y analizarán los datos existentes sobre los contaminantes emergentes en diferentes matrices ambientales. A través de la revisión de la literatura científica, se podrán **identificar estudios previos que hayan investigado su presencia en diversas regiones y contextos**. La revisión bibliográfica se enfocará en identificar los contaminantes emergentes mencionados en el objetivo 3, pero también se ampliará para abarcar todas las sustancias y compuestos sobre los cuales exista información disponible. Esto permitirá obtener una visión más completa de la contaminación ambiental y evaluar el alcance real de esta problemática.

5.1. Contaminantes emergentes detectados y cuantificados

Zhou et al., (2019) analizó la presencia de contaminantes emergentes en las aguas superficiales europeas. Se analizaron un total de 477 sustancias pertenecientes a 16 grupos de fármacos, incluyendo metabolitos y productos de transformación. De estas sustancias, 168 medicamentos y 25 metabolitos y productos de transformación no se detectaron por encima de los límites de detección. Las sustancias restantes, un total de 284 compuestos, se detectaron por encima de los límites de detección en diferentes concentraciones.

Los compuestos más frecuentemente detectados en Europa fueron fungicidas, antibióticos, analgésicos, antiinflamatorios, ansiolíticos y anticonvulsivos, antihipertensivos, antidepresivos, opioides, derivados de la morfina, estimulantes, esteroides, hormonas, antihistamínicos, antivirales, betabloqueantes, diuréticos, anestésicos y antidiabéticos.

Se observan diferencias significativas en las frecuencias de detección y en las concentraciones de los medicamentos en los diferentes países europeos. Por ejemplo, en el Reino Unido, alrededor del 72% de los fármacos analizados fueron detectados por encima de los límites de detección, mientras que en Alemania fue alrededor del 55% y en Suecia y Francia del 40%. En España se encuentran la mayoría de los fármacos analizados, con aproximadamente el 67% de las sustancias detectadas.



Entre los fármacos más estudiados en las aguas superficiales europeas se encuentran el ibuprofeno, el diclofenaco, la carbamazepina, la cafeína, el sulfametoxazol y varios antibióticos. Se observaron diferencias en las concentraciones máximas y medias de estos compuestos entre los distintos países, lo que puede ser atribuido a diversos factores como el uso y liberación de los fármacos, la eficiencia de eliminación de las EDAR, la tasa de degradación y la temperatura y la dilución de las aguas receptoras. Los antibióticos de los grupos macrólidos, fluoroquinolonas y sulfonamidas son los más frecuentemente detectados en las aguas superficiales, con altas frecuencias de detección y concentraciones de hasta 19.000 ng/L. El sulfametoxazol y su metabolito acetyl-sulfametoxazol son detectados en más del 50% de las muestras analizadas en 33 países, con una concentración media de 192 ng/L. La concentración máxima de sulfametoxazol en aguas superficiales europeas (11.920 ng/L) fue mayor que la reportada en ríos de Australia (2.000 ng/L). Por último, el ibuprofeno y el diclofenaco son los antiinflamatorios más frecuentemente detectados. Se encontraron en 16 de los 31 países analizados, con concentraciones superiores a 100 ng/L. Por su parte, el diclofenaco se localizó principalmente en España y Alemania, con concentraciones medias de 514 y 1.022 ng/L, respectivamente. Estos compuestos no sólo se encuentran en aguas superficiales, sino que también se han detectado en organismos acuáticos. Algunos estudios han revelado la presencia de ibuprofeno y diclofenaco en la bilis de peces capturados en un lago que recibía aguas residuales tratadas, con concentraciones que oscilan entre 15 y 34 ng/mL y 6 y 148 ng/mL, respectivamente.

Por otro lado, la fluoxetina, la sertralina y la venlafaxina son algunos de los antidepresivos comúnmente encontrados en aguas residuales y superficiales. Además, se han observado estos antidepresivos y sus metabolitos en los tejidos de peces capturados en ríos afectados por efluentes.

Las hormonas, tanto los esteroides naturales como las sintéticas, también se encuentran con frecuencia en las aguas superficiales europeas. Aunque las hormonas esteroides excretadas por humanos y animales no son consideradas estrictamente como productos farmacéuticos, se han estudiado debido a sus posibles efectos disruptores endocrinos. Entre las hormonas más analizadas se encuentran la estrona, el estradiol, el estriol y el etinilestradiol.

Otros contaminantes emergentes que se han encontrado en el medio ambiente son los betabloqueantes, como el metoprolol y el sotalol, presentes en aguas superficiales de diferentes países. Sin embargo, hasta el momento, no se han detectado en tejidos de peces en estudios anteriores. Además, se han identificado ansiolíticos como el oxazepam, el metabolito del fármaco clofibrilato, la cafeína y anticonvulsivantes,

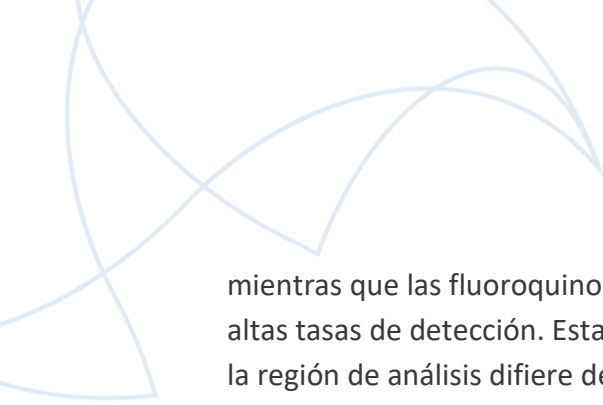
como la carbamazepina, en diferentes muestras recolectadas de aguas superficiales en varios países.

5.2. Contaminantes emergentes en aguas residuales

Las aguas residuales desempeñan un papel fundamental en la dispersión de los contaminantes emergentes en el medio ambiente, ya que la gran mayoría de las actividades humanas generan residuos que finalmente se descargan en sistemas de alcantarillado y plantas de tratamiento. Sin embargo, los procesos convencionales de tratamiento de aguas residuales no son completamente eficaces en la eliminación de estos compuestos, lo que conlleva su liberación al medio acuático. Por lo tanto, el agua residual se convierte en una matriz de gran relevancia para el estudio de los contaminantes emergentes, proporcionando información valiosa sobre su presencia, distribución y concentración.

El análisis de aguas residuales permite identificar las fuentes de contaminación y diseñar estrategias adecuadas para mitigar su impacto en el medio ambiente y en la salud pública. Zhou et al., (2019) estudió la concentración y frecuencia de detección de 50 contaminantes en efluentes, influentes y lodos en seis EDAR. Las frecuencias de detección de cada contaminante fueron similares en los influentes y efluentes, pero variaron considerablemente entre las muestras de lodos. Las diferencias en las frecuencias de detección entre las aguas residuales y los lodos pueden deberse a sus diferentes características, como los valores de \log_{Kow} y la longitud de la cadena, entre otros factores. Por ejemplo, se observó que los PFAS (sustancias perfluoroalquiladas y polifluoroalquiladas) con una cadena más larga tenían una mayor capacidad de adsorción en los lodos. Además, los PPCPs (productos farmacéuticos y productos químicos de cuidado personal) con valores de \log_{Kow} altos (>4) también presentaban un mayor potencial de adsorción en los lodos. El comportamiento químico de los iones metálicos, como la morfología, el radio iónico, la constante de hidrólisis y la electronegatividad, también puede desempeñar un papel importante en el proceso de eliminación.

El estudio muestra perfiles de composición de diferentes categorías de PFAS, PPCPs y metales pesados en los influentes, efluentes y lodos. El PPCP con la concentración más alta en los influentes fue la ofloxacina (OLF, 4.971 ng/L), seguida de la eritromicina deshidratada (ERY-H₂O, 3.303 ng/L), con concentraciones medias de 1.519 y 1.078 ng/L, respectivamente. Por otro lado, en los efluentes, ERY-H₂O tuvo la concentración más alta, seguida de OLF, lo que indica la variación en la eficiencia de eliminación de diferentes PPCPs. Las frecuencias de detección de sulfonamidas (SAs) fueron inferiores al 60%, tanto en los influentes como en los efluentes (excepto para sulfadiazina (SDZ)),



mientras que las fluoroquinolonas (FQs), macrólidos (MLs) y tetraciclinas (TCs) tuvieron altas tasas de detección. Estas frecuencias de detección indican que el uso de PPCPs en la región de análisis difiere de otras regiones. La mayoría de las SAs, así como la tilosina (TYL), el atenolol (ATE), bezafibrato (BF) y carbamazepina (CBZ), no se detectaron en las muestras de lodos. Esto puede deberse a las bajas concentraciones en los influentes y al hecho de que estos compuestos, con valores relativamente bajos de \log_{Kow} , no son fácilmente adsorbidos por los lodos.

En las EDAR se ha observado una eficaz eliminación de los PPCP, indicada por una significativa reducción de las concentraciones en los efluentes, en comparación con los influentes. Los procesos de tratamiento secundario desempeñan un papel importante en esta eliminación, evidenciando la alta biodegradabilidad de estos compuestos. Se encontró que las FQs fueron los PPCPs predominantes en las muestras de influentes en varias estaciones, representando una proporción significativa de los contaminantes presentes. Sin embargo, en otras muestras de influentes, los metabolitos de los productos farmacéuticos fueron los compuestos principales.

En cuanto a las concentraciones de PPCPs en las muestras de lodos, se observó una variación mínima. Las FQs fueron los compuestos predominantes, seguidos de las TCs. Por otro lado, la proporción de SAs y MLs disminuyó considerablemente en los lodos y su contribución total fue relativamente baja. Estos resultados sugieren que la adsorción en los lodos puede no ser la causa principal de la eliminación de las SAs y MLs. Así pues, las EDAR han demostrado una eficiente eliminación de los PPCPs, con rendimientos de eliminación variables según los procesos de tratamiento y los compuestos específicos. Estos hallazgos destacan la importancia de la biodegradabilidad de los PPCPs y subrayan la necesidad de considerar la fuente de agua, las diferencias regionales y los procesos de tratamiento adecuados para abordar la contaminación por PPCPs en el tratamiento de aguas residuales.

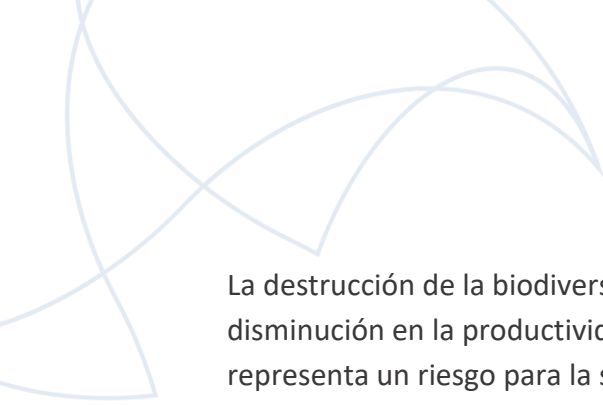
Se observaron variaciones significativas en las concentraciones de productos farmacéuticos y de cuidado personal en las muestras de distintas EDAR. Estas variaciones pueden deberse a diferentes epidemias y al mayor uso de medicamentos en momentos concretos. Las EDAR más pequeñas pueden ser más vulnerables a cargas de contaminantes elevadas, por lo que se recomienda construir tanques de almacenamiento de aguas residuales para contrarrestar estos impactos. El influjo de aguas residuales industriales puede diluir las concentraciones de PPCPs, pero también debe tenerse en cuenta su efecto en la eliminación. En general, las EDAR desempeñan un papel importante en la eliminación de la contaminación por PPCPs. Se están

realizando estudios exhaustivos sobre las emisiones de contaminantes en los ríos y las EDAR son una fuente clave de contaminantes en el entorno receptor.

5.3. Difusión y distribución

Hasta ahora los estudios se han centrado en la presencia y detección de los contaminantes emergentes en el medio ambiente. Sin embargo, estos **pueden migrar a cuerpos de agua a través de diversas rutas directas e indirectas, desde fuentes puntuales hasta fuentes difusas, y pueden bioacumularse a través de las cadenas alimentarias, lo que representa riesgos para la salud de la vida silvestre y los seres humanos**. Por lo tanto, su destino y bioacumulación han sido objeto de muchos estudios (Tang et al., 2019). Se examinaron los efectos de los pozos de filtración de los bancos en los contaminantes emergentes y encontró que la eliminación de diferentes contaminantes variaba significativamente mediante la filtración de los bancos en el río Danubio. Además, la concentración de los contaminantes en los pozos de filtrado de los bancos era mucho más baja en comparación con el agua del río, lo que revela el efecto de equilibrio de la filtración de los bancos en la calidad del agua. Se ha registrado la presencia de productos de degradación de benzotriazoles (BTs) relevantes (BTTPs) en acuíferos urbanos, los cuales podrían afectar a la calidad del agua subterránea. Además, los sedimentos con una conductividad hidráulica más baja crean condiciones de acuífero suspendido que conducen al almacenamiento temporal de efluentes que se filtran, lo que sugiere que la metilación y la tautomerización desempeñan un papel importante en la transformación de los BTs. Se cree que las fugas de las tuberías de aguas residuales son la fuente más probable de los BTs y los BTTPs más estables ingresan en la zona saturada del acuífero, lo que representa un riesgo de contaminación para el agua subterránea que se utiliza, o podría utilizarse, como fuente de agua potable.

Por otro lado, **los polímeros plásticos actúan como muestreadores pasivos en el sistema atmosférico y concentran contaminantes orgánicos hidrofóbicos mediante la adsorción o interacciones específicas, lo que puede implicar su transporte hacia otros sistemas, como el medio marino**. Cada vez se presta más atención a los desechos plásticos litorales, que pueden considerarse como muestreadores pasivos. Los contaminantes emergentes se adsorben o interactúan con los microplásticos y luego son transportados desde las áreas litorales hacia el océano, lo que afecta el hábitat del plancton marino. Algunos estudios han demostrado que incluso la biodiversidad marina bentónica se ve afectada por los contaminantes transportados por los microplásticos.



La destrucción de la biodiversidad de los ecosistemas marinos puede llevar a una disminución en la productividad marina, mientras que la contaminación del océano representa un riesgo para la seguridad de los mariscos recolectados, lo que es una preocupación global en la actualidad.

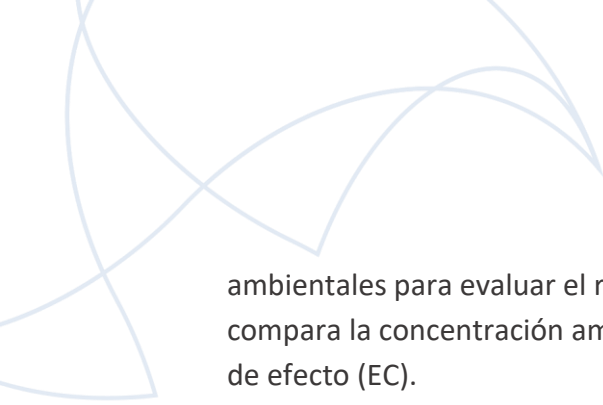
En 2018, se informaron contaminantes emergentes en la vida silvestre. Por ejemplo, se encontraron diversas clases de productos farmacéuticos, pesticidas y retardantes de llama a base de fósforo en niveles bajos de microgramos por kilogramo en bivalvos marinos recolectados cerca de descargas de efluentes de aguas residuales municipales y lixiviados de vertederos. También se descubrió que los erizos de mar presentaban niveles de contaminación de un conjunto amplio de 99 contaminantes orgánicos emergentes y persistentes en sus huevas/gónadas. Aunque los niveles de contaminantes indicaban que los erizos de mar recolectados en la costa suroeste del Atlántico son seguros para el consumo humano, las mezclas de los contaminantes más frecuentemente detectados en peces cebra inducían a la expresión de un marcador de exposición a estrógenos.

En cuanto a los productos acuáticos cultivados, se detectaron con frecuencia contaminantes emergentes, como pesticidas, algunos de los cuales, como la atrazina y el linurón, estaban presentes en concentraciones muy por encima de otros pesticidas en muestras de peces de la provincia de Liaoning y Mongolia Interior, respectivamente. Estos hallazgos advierten sobre el potencial riesgo de consumir productos acuáticos contaminados. La presencia de estos contaminantes emergentes en los organismos puede generar riesgos ecológicos y afectar a la salud humana a través de las cadenas alimentarias. Sin embargo, existen pocos informes sobre los mecanismos de transformación y los metabolitos de estos contaminantes en los organismos.

La comprensión de los comportamientos y de los riesgos ecológicos de los contaminantes emergentes es extremadamente insuficiente, a pesar de su frecuente presencia en diversos medios ambientales en todo el mundo. Para abordar esta problemática, es necesario desarrollar métodos confiables para la evaluación de riesgos de estos contaminantes.

5.4. Evaluación de riesgos ambientales y desafíos en la evaluación de contaminantes emergentes

Los métodos del cociente de riesgo (RQ) y el cociente de peligro (HQ) se utilizan para evaluar la categoría de riesgo de sustancias químicas. El RQ compara la exposición estimada con los efectos estimados y principalmente es utilizado por las agencias



ambientales para evaluar el riesgo ecológico de los pesticidas. El HQ, por otro lado, compara la concentración ambiental medida o estimada (MEC) con una concentración de efecto (EC).

Se han realizado evaluaciones de riesgo ambiental utilizando el enfoque determinista y el método RQ y los resultados indicaron un alto potencial de riesgo en algunos emisarios submarinos de aguas residuales investigados. Los datos ecotoxicológicos se obtuvieron de estudios anteriores y de bases de datos relevantes. La evaluación predijo un alto riesgo en algunos de los emisarios submarinos de aguas residuales. En un entorno acuoso específico, se evaluaron dos filtros solares, estrona y triclosán, utilizando el método RQ, y se encontró un riesgo ambiental de moderado a alto (Tang et al., 2019). Se han desarrollado nuevos enfoques y consideraciones en la evaluación de riesgos de los contaminantes emergentes. Por ejemplo, se ha propuesto el uso de enfoques de fugacidad para comparar datos expresados en diferentes unidades. También se están explorando enfoques mecanicistas y basados en mecanismos para evaluar los efectos de los contaminantes emergentes, especialmente en relación con los disruptores endocrinos.

A pesar del creciente interés científico en el impacto ecológico de los contaminantes emergentes individuales, todavía hay lagunas de conocimiento en cuanto a la toxicidad de las mezclas y sus efectos en los organismos acuáticos. Los efectos tóxicos combinados pueden dar lugar a interacciones sinérgicas o antagonistas, conocidas como efecto cóctel. Es necesario ampliar la investigación sobre los contaminantes emergentes y encontrar métodos adecuados para evaluar los riesgos ambientales. La perturbación causada por los contaminantes en el fondo marino puede alterar la comunidad bentónica y provocar una pérdida de biodiversidad, comenzando con especies sensibles y afectando a las cadenas alimentarias. Se ha detectado la presencia de contaminantes en sedimentos marinos, lo que destaca la importancia de evaluar el riesgo de contaminación conjunta de contaminantes emergentes y otros contaminantes en el futuro.

6. Conclusiones

**Contaminantes emergentes:
identificación, cuantificación y
mitigación**



**FUNDACIÓN
RENOVABLES**

6. Conclusiones

El análisis realizado revela que **los contaminantes emergentes, que incluyen una amplia gama de sustancias químicas y microorganismos, representan un desafío importante en la gestión del agua y la protección del medio ambiente.** Estos contaminantes no se monitoreaban previamente en el medio ambiente, pero se ha reconocido su potencial para causar efectos adversos en los organismos vivos.

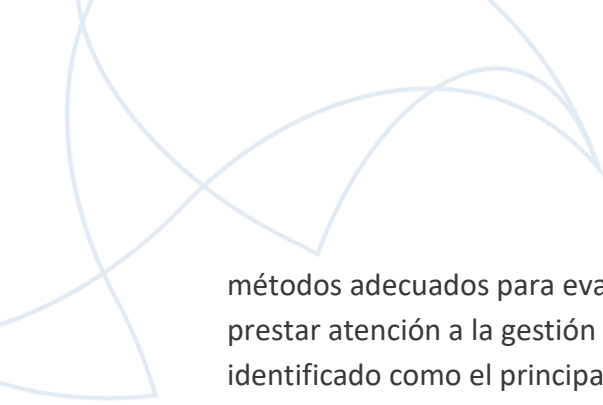
En particular, los estudios han destacado la presencia de contaminantes emergentes en aguas subterráneas, aguas superficiales, aguas residuales y aguas de consumo humano. Estos compuestos son detectados constantemente en estas fuentes de agua y su eliminación es un desafío para los procesos convencionales de tratamiento de aguas residuales.

Para evaluar y abordar los riesgos asociados con los contaminantes emergentes, se han llevado a cabo evaluaciones de riesgo ambiental utilizando diferentes enfoques y métodos. El enfoque determinista y el método del cociente de riesgo son utilizados para evaluar el riesgo ecológico de los pesticidas, comparando la exposición estimada con los efectos estimados. Por otro lado, como se ha mencionado anteriormente, el cociente de peligro compara la concentración ambiental con una concentración de efecto.

Se ha observado que la mayoría de los estudios científicos se han centrado en los contaminantes emergentes presentes en las aguas residuales, analizando su presencia, toxicidad y evaluando los riesgos asociados. Además, se ha detectado una clara tendencia en el uso de procesos de oxidación avanzada, como la fotocatalisis y técnicas de adsorción para la eliminación de productos farmacéuticos en las aguas residuales. La presencia de contaminantes emergentes en los efluentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales puede tener consecuencias perjudiciales para los ecosistemas acuáticos y potencialmente para la salud humana. Por lo tanto, **es necesario mejorar los procesos de tratamiento existentes y desarrollar nuevos enfoques para evaluar los riesgos ambientales de estos compuestos.**

A pesar de los avances científicos en la comprensión de los impactos de los contaminantes emergentes, todavía existen lagunas de conocimiento en cuanto a la toxicidad de las mezclas de estos compuestos y sus efectos en los organismos acuáticos. **Los efectos tóxicos combinados pueden resultar en interacciones sinérgicas o antagonistas, lo que se conoce como efecto cóctel.** En este contexto, es importante ampliar la investigación sobre los contaminantes emergentes y desarrollar






métodos adecuados para evaluar los riesgos ambientales asociados. Además, se debe prestar atención a la gestión adecuada de las aguas residuales, ya que se ha identificado como el principal foco de contaminación en lo que respecta a los contaminantes emergentes.

En cuanto a la legislación de los contaminantes emergentes, tanto a nivel europeo como nacional, se han establecido una serie de directivas, regulaciones y leyes para regular y controlar la presencia de estos contaminantes en el medio ambiente y proteger la salud humana y el medio ambiente.

- A nivel europeo, la Comisión Europea ha identificado una lista de contaminantes emergentes que pueden tener efectos negativos en la salud humana y el medio ambiente. Se han establecido marcos regulatorios y directivas para abordar estos contaminantes, como la Directiva 2013/39/UE y el Reglamento (UE) 2019/1021, entre otros. Estas directivas establecen criterios de calidad del agua, límites de emisión y vertido y medidas de seguimiento y control de los contaminantes emergentes.
- En España, estas directivas se han transpuesto a través de leyes y normativas nacionales. La Ley de Aguas de 1985, modificada por el Real Decreto Legislativo 1/2001, establece el marco legal para la gestión y protección de las aguas en España, incluyendo la protección de las aguas superficiales y subterráneas, la recuperación y protección de los ecosistemas acuáticos y la participación pública en la toma de decisiones. Además, se han establecido programas de seguimiento y control de la calidad del agua, así como medidas para promover el uso eficiente y sostenible del agua.
- Se han establecido también regulaciones específicas para la calidad del agua destinada al consumo humano, como el Real Decreto 3/2023, que establecen requisitos de calidad y métodos de análisis para el agua potable, así como medidas de control y gestión de riesgos.

En cuanto al tratamiento de aguas residuales, la Directiva 91/271/CEE establece los requisitos mínimos de tratamiento de aguas residuales urbanas en la Unión Europea. En España, esta directiva se ha transpuesto a través del Real Decreto 606/2003 y se han establecido planes hidrológicos de cuenca y programas de seguimiento y control de los contaminantes prioritarios y emergentes en las aguas residuales tratadas. Lo más destacado de esta directiva es la reciente propuesta de modificación que implicaría el análisis y control de los siguientes contaminantes: Amisulprida, Benzotriazol, Candesartán, Carbamazepina, Citalopram, Claritromicina, Diclofenaco,



Hidroclorotiazida, Irbesartán, mezcla de 6- 5- y 4-Methylbenzotriazole, Metoprolol y Venlafaxina.

En relación con la reutilización de aguas residuales tratadas, se ha establecido el Reglamento (UE) 2020/741, que fija requisitos mínimos para garantizar la seguridad y calidad de las aguas reutilizadas. Este reglamento incluye la identificación y control de contaminantes emergentes y se encuentra en proceso de transposición al derecho español.

Tras analizar los principales tratamientos para la eliminación de estos compuestos en las aguas residuales, se ha observado que, **la oxidación avanzada, la adsorción, procesos de separación por membrana y la fotocatalisis, son las más comúnmente utilizadas.** Sin embargo, es necesario acudir a las fichas técnicas para seleccionar la tecnología más adecuada.

Como conclusión podemos indicar que **los contaminantes emergentes representan un desafío significativo en la gestión del agua y la protección del medio ambiente.** Es imprescindible continuar investigando, así como llevar a cabo acciones y elaborar políticas adecuadas para abordar la presencia y los efectos adversos de estos compuestos en los ecosistemas acuáticos y en la salud humana.

Índice de figuras y tablas

**Contaminantes emergentes:
identificación, cuantificación y
mitigación**



**FUNDACIÓN
RENOVABLES**

Índice de figuras y tablas

Índice de figuras

Figura 1. Recopilación de noticias en diferentes medios de comunicación que muestran la creciente preocupación de la sociedad por los contaminantes emergentes.....	8
Figura 2. Ejemplo de ficha informativa.....	12
Figura 3. Ficha informativa de Amisulprida.....	46
Figura 4. Ficha informativa de Benzotriazol.....	47
Figura 5. Ficha informativa de Candesartán.....	47
Figura 6. Ficha informativa de Carbamazepina.....	47
Figura 7. Ficha informativa de Citalopram.....	48
Figura 8. Ficha informativa de Claritromicina.....	48
Figura 9. Ficha informativa de Diclofenaco.....	48
Figura 10. Ficha informativa de Hidroclorotiazida.....	49
Figura 11. Ficha informativa de Irbesartán.....	49
Figura 12. Ficha informativa de Mezcla de 6-, 5- y 4-Methylbenzotriazole.....	49
Figura 13. Ficha informativa de Metoprolol.....	50
Figura 14. Ficha informativa de Venlafaxina.....	50
Figura 15. Ficha informativa de la Mezcla de Bisfenol A.....	50
Figura 16. Ficha informativa de la Mezcla de Nonilfenol.....	51

Índice de tablas

Tabla 1. Principales efectos tóxicos de los contaminantes emergentes más comunes en la ecología y la salud humana.....	6
Tabla 2. Sustancias prioritarias peligrosas recogidas en el marco legislativo europeo y español.....	36



Bibliografía

**Contaminantes emergentes:
identificación, cuantificación y
mitigación**




**FUNDACIÓN
RENOVABLES**

Bibliografía

- Alotaibi, M. D., McKinley, A. J., Patterson, B. M., & Reeder, A. Y. (2015). Benzotriazoles in the Aquatic Environment: a Review of Their Occurrence, Toxicity, Degradation and Analysis. *Water, Air, & Soil Pollution 2015* 226:7, 226(7), 1–20.
<https://doi.org/10.1007/S11270-015-2469-4>
- Antonopoulou, M., Papadaki, M., Rapti, I., & Konstantinou, I. (2023). Photocatalytic Degradation of Pharmaceutical Amisulpride Using g-C₃N₄ Catalyst and UV-A Irradiation. *Catalysts*, 13(2), 226. <https://doi.org/10.3390/CATAL13020226/S1>
- Baranowski, W. J. (2010). Clarithromycin-induced hypomania in a child – a case report. *Acta Psychiatrica Scandinavica*, 122(3), 267–268.
<https://doi.org/10.1111/J.1600-0447.2009.01522.X>
- Baumann, M., Weiss, K., Maletzki, D., Schüssler, W., Schudoma, D., Kopf, W., & Kühnen, U. (2015). Aquatic toxicity of the macrolide antibiotic clarithromycin and its metabolites. *Chemosphere*, 120, 192–198.
<https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2014.05.089>
- Bayer, A., Asner, R., Schüssler, W., Kopf, W., Weiß, K., Sengl, M., & Letzel, M. (2014). *Behavior of sartans (antihypertensive drugs) in wastewater treatment plants, their occurrence and risk for the aquatic environment*.
<https://doi.org/10.1007/s11356-014-3060-z>
- Bhandari, G., Bagheri, A. R., Bhatt, P., & Bilal, M. (2021). Occurrence, potential ecological risks, and degradation of endocrine disrupter, nonylphenol, from the aqueous environment. *Chemosphere*, 275, 130013.
<https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2021.130013>
- Bollmann, A. F., Seitz, W., Prasse, C., Lucke, T., Schulz, W., & Ternes, T. (2016). Occurrence and fate of amisulpride, sulphiride, and lamotrigine in municipal wastewater treatment plants with biological treatment and ozonation. *Journal of Hazardous Materials*, 320, 204–215.
<https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2016.08.022>
- Bourgin, M., Beck, B., Boehler, M., Borowska, E., Fleiner, J., Salhi, E., Teichler, R., von Gunten, U., Siegrist, H., & Mc Ardell, C. S. (2018). Evaluation of a full-scale wastewater treatment plant upgraded with ozonation and biological post-





treatments: Abatement of micropollutants, formation of transformation products and oxidation by-products. *Water Research*, 129, 486–498.
<https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2017.10.036>

Bueno, M. J. M., Gomez, M. J., Herrera, S., Hernando, M. D., Agüera, A., & Fernández-Alba, A. R. (2012). Occurrence and persistence of organic emerging contaminants and priority pollutants in five sewage treatment plants of Spain: Two years pilot survey monitoring. *Environmental Pollution*, 164, 267–273.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.01.038>

Cancilla, D. A., Baird, J. C., Geis, S. W., & Corsi, S. R. (2003). Studies of the environmental fate and effect of aircraft deicing fluids: Detection of 5-methyl-1H-benzotriazole in the fathead minnow (*Pimephales promelas*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22(1), 134–140.
<https://doi.org/10.1002/ETC.5620220117>


Chauhan, M., Saini, V. K., & Suthar, S. (2020). Enhancement in selective adsorption and removal efficiency of natural clay by intercalation of Zr-pillars into its layered nanostructure. *Journal of Cleaner Production*, 258, 120686.
<https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2020.120686>

Chen, J., Saili, K. S., Liu, Y., Li, L., Zhao, Y., Jia, Y., Bai, C., Tanguay, R. L., Dong, Q., & Huang, C. (2017). Developmental bisphenol A exposure impairs sperm function and reproduction in zebrafish. *Chemosphere*, 169, 262–270.
<https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2016.11.089>

Chen, Y., Vymazal, J., Březinová, T., Koželuh, M., Kule, L., Huang, J., & Chen, Z. (2016). Occurrence, removal and environmental risk assessment of pharmaceuticals and personal care products in rural wastewater treatment wetlands. *Science of The Total Environment*, 566–567, 1660–1669.
<https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2016.06.069>

Chong, M. N., & Jin, B. (2012). Photocatalytic treatment of high concentration carbamazepine in synthetic hospital wastewater. *Journal of Hazardous Materials*, 199–200, 135–142. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2011.10.067>

Christensen, A. M., Faaborg-Andersen, S., Ingerslev, F., & Baun, A. (2007). Mixture and single-substance toxicity of selective serotonin reuptake inhibitors toward algae



and crustaceans. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 26(1), 85–91.
<https://doi.org/10.1897/06-219R.1>

Clara, M., Strenn, B., & Kreuzinger, N. (2004). Carbamazepine as a possible anthropogenic marker in the aquatic environment: investigations on the behaviour of Carbamazepine in wastewater treatment and during groundwater infiltration. *Water Research*, 38(4), 947–954.
<https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2003.10.058>

Cleuvers, M. (2003). Aquatic ecotoxicity of pharmaceuticals including the assessment of combination effects. *Toxicology Letters*, 142(3), 185–194.
[https://doi.org/10.1016/S0378-4274\(03\)00068-7](https://doi.org/10.1016/S0378-4274(03)00068-7)

Darwish, I. A., Darwish, H. W., Bakheit, A. H., Al-Kahtani, H. M., & Alanazi, Z. (2021). Irbesartan (a comprehensive profile). *Profiles of Drug Substances, Excipients and Related Methodology*, 46, 185–272.
<https://doi.org/10.1016/BS.PODRM.2020.07.004>

de Jongh, C. M., Kooij, P. J. F., de Voogt, P., & ter Laak, T. L. (2012). Screening and human health risk assessment of pharmaceuticals and their transformation products in Dutch surface waters and drinking water. *Science of The Total Environment*, 427–428, 70–77.
<https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2012.04.010>

Dietrich, S., Ploessl, F., Bracher, F., & Laforsch, C. (2010). Single and combined toxicity of pharmaceuticals at environmentally relevant concentrations in *Daphnia magna* - A multigenerational study. *Chemosphere*, 79(1), 60–66.
<https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2009.12.069>

Díez, B., & Ininbergs, K. (2013). Ecological importance of cyanobacteria. *Cyanobacteria: An Economic Perspective*, 41–63.
<https://doi.org/10.1002/9781118402238.CH3>

Donner, E., Kosjek, T., Qualmann, S., Kusk, K. O., Heath, E., Revitt, D. M., Ledin, A., & Andersen, H. R. (2013). Ecotoxicity of carbamazepine and its UV photolysis transformation products. *Science of The Total Environment*, 443, 870–876.
<https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2012.11.059>

- Duan, S., Fu, Y., Dong, S., Ma, Y., Meng, H., Guo, R., Chen, J., Liu, Y., & Li, Y. (2022). Psychoactive drugs citalopram and mirtazapine caused oxidative stress and damage of feeding behavior in *Daphnia magna*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 230, 113147. <https://doi.org/10.1016/J.ECOENV.2021.113147>
- Escher, B. I., Baumgartner, R., Koller, M., Treyer, K., Lienert, J., & McArdell, C. S. (2011). Environmental toxicology and risk assessment of pharmaceuticals from hospital wastewater. *Water Research*, 45(1), 75–92. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2010.08.019>
- Falcão, V. G. O., Carneiro, D. de C., Pereira, S. A., da Silva, M. R. D., Candé, A. A., & da Cunha Lima, S. T. (2020). Analyzing the toxicity of bisphenol-A to microalgae for ecotoxicological applications. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192(1), 1–6. <https://doi.org/10.1007/S10661-019-7984-0/FIGURES/5>
- Fent, K., Weston, A. A., & Caminada, D. (2006). Ecotoxicology of human pharmaceuticals. *Aquatic Toxicology*, 76(2), 122–159. <https://doi.org/10.1016/J.AQUATOX.2005.09.009>
- Fernandes, M. J., Paíga, P., Silva, A., Llaguno, C. P., Carvalho, M., Vázquez, F. M., & Delerue-Matos, C. (2020). Antibiotics and antidepressants occurrence in surface waters and sediments collected in the north of Portugal. *Chemosphere*, 239, 124729. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2019.124729>
- Flint, S., Markle, T., Thompson, S., & Wallace, E. (2012). Bisphenol A exposure, effects, and policy: A wildlife perspective. *Journal of Environmental Management*, 104, 19–34. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2012.03.021>
- Focazio, M. J., Kolpin, D. W., Barnes, K. K., Furlong, E. T., Meyer, M. T., Zaugg, S. D., Barber, L. B., & Thurman, M. E. (2008). A national reconnaissance for pharmaceuticals and other organic wastewater contaminants in the United States — II) Untreated drinking water sources. *Science of The Total Environment*, 402(2–3), 201–216. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2008.02.021>
- França, D. B., Trigueiro, P., Silva Filho, E. C., Fonseca, M. G., & Jaber, M. (2020). Monitoring diclofenac adsorption by organophilic alkylpyridinium bentonites. *Chemosphere*, 242, 125109. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2019.125109>

- Göbel, A., McArdell, C. S., Joss, A., Siegrist, H., & Giger, W. (2007). Fate of sulfonamides, macrolides, and trimethoprim in different wastewater treatment technologies. *Science of The Total Environment*, 372(2–3), 361–371. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2006.07.039>
- Godoy, A. A., Kummrow, F., & Pamplin, P. A. Z. (2015). Occurrence, ecotoxicological effects and risk assessment of antihypertensive pharmaceutical residues in the aquatic environment - A review. *Chemosphere*, 138, 281–291. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2015.06.024>
- Golovko, O., Rehr, A. L., Köhler, S., & Ahrens, L. (2020). Organic micropollutants in water and sediment from Lake Mälaren, Sweden. *Chemosphere*, 258, 127293. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2020.127293>
- Gómez, M. J., Martínez Bueno, M. J., Lacorte, S., Fernández-Alba, A. R., & Agüera, A. (2007). Pilot survey monitoring pharmaceuticals and related compounds in a sewage treatment plant located on the Mediterranean coast. *Chemosphere*, 66(6), 993–1002. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2006.07.051>
- Gosset, A., Wiest, L., Fildier, A., Libert, C., Giroud, B., Hammada, M., Hervé, M., Sibeud, E., Vulliet, E., Polomé, P., & Perrodin, Y. (2021). Ecotoxicological risk assessment of contaminants of emerging concern identified by “suspect screening” from urban wastewater treatment plant effluents at a territorial scale. *Science of The Total Environment*, 778, 146275. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2021.146275>
- Gros, M., Williams, M., Llorca, M., Rodriguez-Mozaz, S., Barceló, D., & Kookana, R. S. (2015). Photolysis of the antidepressants amisulpride and desipramine in wastewaters: Identification of transformation products formed and their fate. *Science of The Total Environment*, 530–531, 434–444. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2015.05.135>
- Grünheid, S., Amy, G., & Jekel, M. (2005). Removal of bulk dissolved organic carbon (DOC) and trace organic compounds by bank filtration and artificial recharge. *Water Research*, 39(14), 3219–3228. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.05.030>
- Guerra, P., Kim, M., Teslic, S., Alaei, M., & Smyth, S. A. (2015). Bisphenol-A removal in various wastewater treatment processes: Operational conditions, mass balance,

and optimization. *Journal of Environmental Management*, 152, 192–200.
<https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2015.01.044>

Guillossou, R., Le Roux, J., Mailler, R., Vulliet, E., Morlay, C., Nauleau, F., Gasperi, J., & Rocher, V. (2019). Organic micropollutants in a large wastewater treatment plant: What are the benefits of an advanced treatment by activated carbon adsorption in comparison to conventional treatment? *Chemosphere*, 218, 1050–1060. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2018.11.182>

Guo, J., Boxall, A., & Selby, K. (2015). Do Pharmaceuticals Pose a Threat to Primary Producers? <Http://Dx.Doi.Org/10.1080/10643389.2015.1061873>, 45(23), 2565–2610. <https://doi.org/10.1080/10643389.2015.1061873>

Henry, T. B., Kwon, J. W., Armbrust, K. L., & Black, M. C. (2004). Acute and chronic toxicity of five selective serotonin reuptake inhibitors in *Ceriodaphnia dubia*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23(9), 2229–2233.
<https://doi.org/10.1897/03-278>


Hong, Y.-J., Liao, W., Yan, Z.-F., Bai, Y.-C., Feng, C.-L., Xu, Z.-X., & Xu, D.-Y. (2020). *Progress in the Research of the Toxicity Effect Mechanisms of Heavy Metals on Freshwater Organisms and Their Water Quality Criteria in China*.
<https://doi.org/10.1155/2020/9010348>

Huang, Q., Fang, C., Chen, Y., Wu, X., Ye, T., Lin, Y., & Dong, S. (2012). Embryonic exposure to low concentration of bisphenol A affects the development of *Oryzias melastigma* larvae. *Environmental Science and Pollution Research*, 19(7), 2506–2514. <https://doi.org/10.1007/S11356-012-1034-6/FIGURES/4>

Huber, S., Remberger, M., Kaj, L., Schlabach, M., Jörundsdóttir, H. T., Vester, J., Arnórsson, M., Mortensen, I., Schwartson, R., & Dam, M. (2016). A first screening and risk assessment of pharmaceuticals and additives in personal care products in waste water, sludge, recipient water and sediment from Faroe Islands, Iceland and Greenland. *Science of The Total Environment*, 562, 13–25.
<https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2016.03.063>

Huerta-Fontela, M., Galceran, M. T., & Ventura, F. (2011). Occurrence and removal of pharmaceuticals and hormones through drinking water treatment. *Water Research*, 45(3), 1432–1442. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2010.10.036>





Isidori, M., Lavorgna, M., Nardelli, A., Pascarella, L., & Parrella, A. (2005). Toxic and genotoxic evaluation of six antibiotics on non-target organisms. *Science of the Total Environment*, 346(1–3), 87–98.

<https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2004.11.017>

Jaén-Gil, A., Buttiglieri, G., Benito, A., Mir-Tutusaus, J. A., Gonzalez-Olmos, R., Caminal, G., Barceló, D., Sarrà, M., & Rodriguez-Mozaz, S. (2021). Combining biological processes with UV/H₂O₂ for metoprolol and metoprolol acid removal in hospital wastewater. *Chemical Engineering Journal*, 404, 126482.

<https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2020.126482>

Janna, H., Scrimshaw, M. D., Williams, R. J., Churchley, J., & Sumpster, J. P. (2011). From dishwasher to tap? Xenobiotic substances benzotriazole and tolyltriazole in the environment. *Environmental Science and Technology*, 45(9), 3858–3864.

https://doi.org/10.1021/ES103267G/SUPPL_FILE/ES103267G_SI_001.PDF

Jones, O. A. H., Voulvoulis, N., & Lester, J. N. (2002). Aquatic environmental assessment of the top 25 English prescription pharmaceuticals. *Water Research*, 36(20), 5013–5022. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00227-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00227-0)

Jones, O. A. H., Voulvoulis, N., & Lester, J. N. (2007). The occurrence and removal of selected pharmaceutical compounds in a sewage treatment works utilising activated sludge treatment. *Environmental Pollution*, 145(3), 738–744.

<https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2005.08.077>

Junghanns, C., Moeder, M., Krauss, G., Martin, C., & Schlosser, D. (2005). Degradation of the xenoestrogen nonylphenol by aquatic fungi and their laccases.


Microbiology, 151(1), 45–57. [https://doi.org/10.1099/MIC.0.27431-](https://doi.org/10.1099/MIC.0.27431-0/CITE/REFWORKS)

[0/CITE/REFWORKS](https://doi.org/10.1099/MIC.0.27431-0/CITE/REFWORKS)

Kasprzyk-Hordern, B., Dinsdale, R. M., & Guwy, A. J. (2008). The occurrence of pharmaceuticals, personal care products, endocrine disruptors and illicit drugs in surface water in South Wales, UK. *Water Research*, 42(13), 3498–3518.

<https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2008.04.026>

Kataria, N., Bhushan, D., Gupta, R., Rajendran, S., Teo, M. Y. M., & Khoo, K. S. (2022). Current progress in treatment technologies for plastic waste (bisphenol A) in aquatic environment: Occurrence, toxicity and remediation mechanisms.



Environmental Pollution, 315, 120319.
<https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2022.120319>

- Kellner, M., Porseryd, T., Porsch-Hällström, I., Borg, B., Roufidou, C., & Olsén, K. H. (2018). Developmental exposure to the SSRI citalopram causes long-lasting behavioural effects in the three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*). *Ecotoxicology*, 27(1), 12–22. <https://doi.org/10.1007/S10646-017-1866-4/FIGURES/5>
- Kim, I., Yamashita, N., & Tanaka, H. (2009a). Performance of UV and UV/H₂O₂ processes for the removal of pharmaceuticals detected in secondary effluent of a sewage treatment plant in Japan. *Journal of Hazardous Materials*, 166(2–3), 1134–1140. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2008.12.020>
- Kim, I., Yamashita, N., & Tanaka, H. (2009b). Photodegradation of pharmaceuticals and personal care products during UV and UV/H₂O₂ treatments. *Chemosphere*, 77(4), 518–525. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2009.07.041>
- Kiss, A., & Fries, E. (2009). Occurrence of benzotriazoles in the rivers Main, Hengstbach, and Hegbach (Germany). *Environmental Science and Pollution Research*, 16(6), 702–710. <https://doi.org/10.1007/S11356-009-0179-4/TABLES/3>
- Kolpin, D. W., Furlong, E. T., Meyer, M. T., Thurman, E. M., Zaugg, S. D., Barber, L. B., & Buxton, H. T. (2002). Pharmaceuticals, hormones, and other organic wastewater contaminants in U.S. streams, 1999–2000: A national reconnaissance. *Environmental Science and Technology*, 36(6), 1202–1211. <https://doi.org/10.1021/ES011055J/ASSET/IMAGES/LARGE/ES011055JF00005.JPG>
- Kreuzig, R., Haller-Jans, J., Bischoff, C., Leppin, J., Germer, J., Mohr, M., Bliedung, A., & Dockhorn, T. (2021). Reclaimed water driven lettuce cultivation in a hydroponic system: the need of micropollutant removal by advanced wastewater treatment. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(36), 50052–50062. <https://doi.org/10.1007/S11356-021-14144-6/TABLES/3>
- Kucharski, D., Nałęcz-Jawecki, G., Drzewicz, P., Skowronek, A., Mianowicz, K., Strzelecka, A., & Giebułtowski, J. (2022). The assessment of environmental risk related to the occurrence of pharmaceuticals in bottom sediments of the Odra



River estuary (SW Baltic Sea). *Science of The Total Environment*, 828, 154446.
<https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.154446>

Lacey, C., Basha, S., Morrissey, A., & Tobin, J. M. (2012). Occurrence of pharmaceutical compounds in wastewater process streams in Dublin, Ireland. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184(2), 1049–1062.
<https://doi.org/10.1007/S10661-011-2020-Z/METRICS>

Laing, L. V., Viana, J., Dempster, E. L., Trznadel, M., Trunkfield, L. A., Uren Webster, T. M., van Aerle, R., Paull, G. C., Wilson, R. J., Mill, J., & Santos, E. M. (2016). Bisphenol A causes reproductive toxicity, decreases dnmt1 transcription, and reduces global DNA methylation in breeding zebrafish (*Danio rerio*). *Epigenetics*, 11(7), 526–538. <https://doi.org/10.1080/15592294.2016.1182272>

Lajeunesse, A., Gagnon, C., & Sauvé, S. (2008). Determination of Basic Antidepressants and Their N-Desmethyl Metabolites in Raw Sewage and Wastewater Using Solid-Phase Extraction and Liquid Chromatography–Tandem Mass Spectrometry. *Analytical Chemistry*, 80(14), 5325–5333.
<https://doi.org/10.1021/AC800162Q>

Lee, J., Ji, K., Lim Kho, Y., Kim, P., & Choi, K. (2011). Chronic exposure to diclofenac on two freshwater cladocerans and Japanese medaka. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 74(5), 1216–1225.
<https://doi.org/10.1016/J.ECOENV.2011.03.014>

Li, J., Li, W., Liu, K., Guo, Y., Ding, C., Han, J., & Li, P. (2022). Global review of macrolide antibiotics in the aquatic environment: Sources, occurrence, fate, ecotoxicity, and risk assessment. *Journal of Hazardous Materials*, 439, 129628.
<https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2022.129628>

Licona, K. P. M., Geaquinto, L. R. de O., Nicolini, J. V., Figueiredo, N. G., Chiapetta, S. C., Habert, A. C., & Yokoyama, L. (2018). Assessing potential of nanofiltration and reverse osmosis for removal of toxic pharmaceuticals from water. *Journal of Water Process Engineering*, 25, 195–204.
<https://doi.org/10.1016/J.JWPE.2018.08.002>

Liu, Y. S., Ying, G. G., Shareef, A., & Kookana, R. S. (2012). Occurrence and removal of benzotriazoles and ultraviolet filters in a municipal wastewater treatment plant.



Environmental Pollution, 165, 225–232.

<https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2011.10.009>

Loos, R., Carvalho, R., António, D. C., Comero, S., Locoro, G., Tavazzi, S., Paracchini, B., Ghiani, M., Lettieri, T., Blaha, L., Jarosova, B., Voorspoels, S., Servaes, K., Haglund, P., Fick, J., Lindberg, R. H., Schwesig, D., & Gawlik, B. M. (2013). EU-wide monitoring survey on emerging polar organic contaminants in wastewater treatment plant effluents. *Water Research*, 47(17), 6475–6487.

<https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2013.08.024>

López-Serna, R., Jurado, A., Vázquez-Suñé, E., Carrera, J., Petrović, M., & Barceló, D. (2013). Occurrence of 95 pharmaceuticals and transformation products in urban groundwaters underlying the metropolis of Barcelona, Spain. *Environmental Pollution*, 174, 305–315. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2012.11.022>

Lürling, M., Sargant, E., & Roessink, I. (2006). Life-history consequences for *Daphnia pulex* exposed to pharmaceutical carbamazepine. *Environmental Toxicology*, 21(2), 172–180. <https://doi.org/10.1002/TOX.20171>

Mansor, N. A., & Tay, K. S. (2020). Potential toxic effects of chlorination and UV/chlorination in the treatment of hydrochlorothiazide in the water. *Science of The Total Environment*, 714, 136745.

<https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.136745>

McKeage, K., & Plosker, G. L. (2004). Amisulpride: A review of its use in the management of schizophrenia. *CNS Drugs*, 18(13), 933–956.

<https://doi.org/10.2165/00023210-200418130-00007/FIGURES/5>

Medvedeva, N., Zaytseva, T., & Kuzikova, I. (2017). Cellular responses and bioremoval of nonylphenol by the bloom-forming cyanobacterium *Planktothrix agardhii* 1113. *Journal of Marine Systems*, 171, 120–128.

<https://doi.org/10.1016/J.JMARSYS.2017.01.009>

Memmert, U., Peither, A., Burri, R., Weber, K., Schmidt, T., Sumpter, J. P., & Hartmann, A. (2013). Diclofenac: New data on chronic toxicity and bioconcentration in fish. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 32(2), 442–452. <https://doi.org/10.1002/ETC.2085>

Metcalfe, C. D., Chu, S., Judt, C., Li, H., Oakes, K. D., Servos, M. R., & Andrews, D. M. (2010). Antidepressants and their metabolites in municipal wastewater, and downstream exposure in an urban watershed. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 29(1), 79–89. <https://doi.org/10.1002/ETC.27>

Metcalfe, C., Miao, X.-S., Hua, W., Letcher, R., & Servos, M. (2004). Pharmaceuticals in the Canadian Environment. *Pharmaceuticals in the Environment*, 67–90. https://doi.org/10.1007/978-3-662-09259-0_6

Minguez, L., Pedelucq, J., Farcy, E., Ballandonne, C., Budzinski, H., & Halm-Lemeille, M. P. (2016). Toxicities of 48 pharmaceuticals and their freshwater and marine environmental assessment in northwestern France. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(6), 4992–5001. <https://doi.org/10.1007/S11356-014-3662-5/TABLES/2>

Mohapatra, D. P., Brar, S. K., Tyagi, R. D., Picard, P., & Surampalli, R. Y. (2014). Analysis and advanced oxidation treatment of a persistent pharmaceutical compound in wastewater and wastewater sludge-carbamazepine. *Science of The Total Environment*, 470–471, 58–75. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2013.09.034>

Morris, J., & Dunham, A. (2022). *Metoprolol*. StatPearls Publishing, Treasure Island (FL). <http://europepmc.org/abstract/MED/30422518>

Mu, X., Huang, Y., Li, X., Lei, Y., Teng, M., Li, X., Wang, C., & Li, Y. (2018). Developmental Effects and Estrogenicity of Bisphenol A Alternatives in a Zebrafish Embryo Model. *Environmental Science and Technology*, 52(5), 3222–3231. https://doi.org/10.1021/ACS.EST.7B06255/ASSET/IMAGES/LARGE/ES-2017-062559_0005.JPEG

No consumer health risk from bisphenol A exposure | EFSA. (n.d.). Retrieved April 2, 2023, from <https://www.efsa.europa.eu/en/press/news/150121>

Noorimotlagh, Z., Mirzaee, S. A., Martinez, S. S., Rachoń, D., Hoseinzadeh, M., & Jaafarzadeh, N. (2020). Environmental exposure to nonylphenol and cancer progression Risk—A systematic review. *Environmental Research*, 184, 109263. <https://doi.org/10.1016/J.ENVRES.2020.109263>

- Olsén, K. H., Ask, K., Olsén, H., Porsch-Hällström, I., & Hallgren, S. (2014). Reprint of "Effects of the SSRI citalopram on behaviours connected to stress and reproduction in Endler guppy, *Poecilia wingei*." *Aquatic Toxicology*, *151*, 97–104. <https://doi.org/10.1016/J.AQUATOX.2014.02.011>
- Osorio, V., Larrañaga, A., Aceña, J., Pérez, S., & Barceló, D. (2016). Concentration and risk of pharmaceuticals in freshwater systems are related to the population density and the livestock units in Iberian Rivers. *Science of The Total Environment*, *540*, 267–277. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2015.06.143>
- Palyzová, A., Zahradník, J., Marešová, H., & Řezanka, T. (2019). Characterization of the catabolic pathway of diclofenac in *Raoultella* sp. KDF8. *International Biodeterioration & Biodegradation*, *137*, 88–94. <https://doi.org/10.1016/J.IBIOD.2018.11.013>
- Pereira, A. M. P. T., Silva, L. J. G., Meisel, L. M., Lino, C. M., & Pena, A. (2015). Environmental impact of pharmaceuticals from Portuguese wastewaters: Geographical and seasonal occurrence, removal and risk assessment. *Environmental Research*, *136*, 108–119. <https://doi.org/10.1016/J.ENVRES.2014.09.041>
- Perisic, D. J., Gilja, V., Stankov, M. N., Katancic, Z., Kusic, H., Stangar, U. L., Dionysiou, D. D., & Bozic, A. L. (2016). Removal of diclofenac from water by zeolite-assisted advanced oxidation processes. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, *321*, 238–247. <https://doi.org/10.1016/J.JPHOTOCHEM.2016.01.030>
- Persoone, G., Marsalek, B., Blinova, I., Törökne, A., Zarina, D., Manusadzianas, L., Nalecz-Jawecki, G., Tofan, L., Stepanova, N., Tothova, L., & Kolar, B. (2003). A practical and user-friendly toxicity classification system with microbiotests for natural waters and wastewaters. *Environmental Toxicology*, *18*(6), 395–402. <https://doi.org/10.1002/TOX.10141>
- Pollock, B. G. (2005). Citalopram: a comprehensive review. [Http://Dx.Doi.Org/10.1517/14656566.2.4.681](http://Dx.Doi.Org/10.1517/14656566.2.4.681), *2*(4), 681–698. <https://doi.org/10.1517/14656566.2.4.681>
- Prada-Vásquez, M. A., Estrada-Flórez, S. E., Serna-Galvis, E. A., & Torres-Palma, R. A. (2021). Developments in the intensification of photo-Fenton and ozonation-based processes for the removal of contaminants of emerging concern in Ibero-



American countries. *Science of The Total Environment*, 765, 142699.
<https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.142699>

Radjenovic, J., Petrovic, M., & Barceló, D. (2007). Analysis of pharmaceuticals in wastewater and removal using a membrane bioreactor. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 387(4), 1365–1377. <https://doi.org/10.1007/S00216-006-0883-6/TABLES/5>

Radjenović, J., Petrović, M., & Barceló, D. (2009). Fate and distribution of pharmaceuticals in wastewater and sewage sludge of the conventional activated sludge (CAS) and advanced membrane bioreactor (MBR) treatment. *Water Research*, 43(3), 831–841. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2008.11.043>

Ramírez-Malule, H., Quiñones-Murillo, D. H., & Manotas-Duque, D. (2020). Emerging contaminants as global environmental hazards. A bibliometric analysis. *Emerging Contaminants*, 6, 179–193. <https://doi.org/10.1016/J.EMCON.2020.05.001>

Reemtsma, T., Weiss, S., Mueller, J., Petrovic, M., González, S., Barcelo, D., Ventura, F., & Knepper, T. P. (2006). Polar pollutants entry into the water cycle by municipal wastewater: A European perspective. *Environmental Science and Technology*, 40(17), 5451–5458.
https://doi.org/10.1021/ES060908A/SUPPL_FILE/ES060908ASI20060414_103254.PDF

Ribeiro, A. R., Nunes, O. C., Pereira, M. F. R., & Silva, A. M. T. (2015). An overview on the advanced oxidation processes applied for the treatment of water pollutants defined in the recently launched Directive 2013/39/EU. *Environment International*, 75, 33–51. <https://doi.org/10.1016/J.ENVINT.2014.10.027>

Ribeiro, O., Félix, L., Ribeiro, C., Castro, B., Tiritan, M. E., Monteiro, S. M., & Carrola, J. S. (2022). Enantioselective Ecotoxicity of Venlafaxine in Aquatic Organisms: Daphnia and Zebrafish. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 41(8), 1851–1864. <https://doi.org/10.1002/etc.5338>

Romanucci, V., Siciliano, A., Guida, M., Libralato, G., Saviano, L., Luongo, G., Previtiera, L., Di Fabio, G., & Zarrelli, A. (2020). Disinfection by-products and ecotoxic risk associated with hypochlorite treatment of irbesartan. *Science of The Total Environment*, 712, 135625. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2019.135625>

Rúa-Gómez, P. C., Guedez, A. A., Ania, C. O., & Püttmann, W. (2012). Upgrading of Wastewater Treatment Plants Through the Use of Unconventional Treatment Technologies: Removal of Lidocaine, Tramadol, Venlafaxine and Their Metabolites. *Water* 2012, Vol. 4, Pages 650-669, 4(3), 650–669. <https://doi.org/10.3390/W4030650>

Rúa-Gómez, P. C., & Püttmann, W. (2012). Occurrence and removal of lidocaine, tramadol, venlafaxine, and their metabolites in German wastewater treatment plants. *Environmental Science and Pollution Research*, 19(3), 689–699. <https://doi.org/10.1007/S11356-011-0614-1/TABLES/5>

Rubirola, A., Llorca, M., Rodriguez-Mozaz, S., Casas, N., Rodriguez-Roda, I., Barceló, D., & Buttiglieri, G. (2014). Characterization of metoprolol biodegradation and its transformation products generated in activated sludge batch experiments and in full scale WWTPs. *Water Research*, 63, 21–32. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2014.05.031>

Scheurer, M., Ramil, M., Metcalfe, C. D., Groh, S., & Ternes, T. A. (2010). The challenge of analyzing beta-blocker drugs in sludge and wastewater. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 396(2), 845–856. <https://doi.org/10.1007/S00216-009-3225-7/FIGURES/5>

Schnabel, T., Mehling, S., Londong, J., & Springer, C. (2020). Hydrogen peroxide-assisted photocatalytic water treatment for the removal of anthropogenic trace substances from the effluent of wastewater treatment plants. *Water Science and Technology*, 82(10), 2019–2028. <https://doi.org/10.2166/WST.2020.481>

Schoenell, E. K., Otto, N., Rodrigues, M. A. S., & Metzger, J. W. (2021). Removal of Organic Micropollutants from Treated Municipal Wastewater by O₃/UV/H₂O₂ in a UVA-LED Reactor. <https://doi.org/10.1080/01919512.2021.1900716>, 44(2), 172–181. <https://doi.org/10.1080/01919512.2021.1900716>

Schultz, M. M., Furlong, E. T., Kolpin, D. W., Werner, S. L., Schoenfuss, H. L., Barber, L. B., Blazer, V. S., Norris, D. O., & Vajda, A. M. (2010). Antidepressant pharmaceuticals in two U.S. effluent-impacted streams: Occurrence and fate in water and sediment and selective uptake in fish neural tissue. *Environmental Science and Technology*, 44(6), 1918–1925. https://doi.org/10.1021/ES9022706/SUPPL_FILE/ES9022706_SI_001.PDF



- Seeland, A., Oetken, M., Kiss, A., Fries, E., & Oehlmann, J. (2012). Acute and chronic toxicity of benzotriazoles to aquatic organisms. *Environmental Science and Pollution Research*, 19(5), 1781–1790. <https://doi.org/10.1007/S11356-011-0705-Z/TABLES/4>
- Serna-Galvis, E. A., Silva-Agredo, J., Botero-Coy, A. M., Moncayo-Lasso, A., Hernández, F., & Torres-Palma, R. A. (2019). Effective elimination of fifteen relevant pharmaceuticals in hospital wastewater from Colombia by combination of a biological system with a sonochemical process. *Science of The Total Environment*, 670, 623–632. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2019.03.153>
- Soares, A., Guieysse, B., Jefferson, B., Cartmell, E., & Lester, J. N. (2008). Nonylphenol in the environment: A critical review on occurrence, fate, toxicity and treatment in wastewaters. *Environment International*, 34(7), 1033–1049. <https://doi.org/10.1016/J.ENVINT.2008.01.004>
- Sohoni, P., Tyler, C. R., Hurd, K., Caunter, J., Hetjerodge, M., Williams, T., Woods, C., Evans, M., Toy, R., Gargas, M., & Sumpter, J. P. (2001). *Reproductive Effects of Long-Term Exposure to Bisphenol A in the Fathead Minnow (Pimephales promelas)*. <https://doi.org/10.1021/es000198n>
- Taglietti, F., Del Nonno, F., Baiocchini, A., Falasca, L., Pieri, S., Capone, A., Grilli, E., Chinello, P., & Petrosillo, N. (2010). Acute hepatocellular and cholestatic injury during therapy with hydrochlorothiazide - clinicohistopathologic findings: a case report. *Journal of Medical Case Reports* 2010 4:1, 4(1), 1–4. <https://doi.org/10.1186/1752-1947-4-332>
- Tamschick, S., Rozenblut-Kościsty, B., Ogielska, M., Kekenj, D., Gajewski, F., Krüger, A., Kloas, W., & Stöck, M. (2016). The plasticizer bisphenol A affects somatic and sexual development, but differently in pipid, hylid and bufonid anurans. *Environmental Pollution*, 216, 282–291. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2016.05.091>
- Tang, C., Huang, X., Wang, H., Shi, H., & Zhao, G. (2020). Mechanism investigation on the enhanced photocatalytic oxidation of nonylphenol on hydrophobic TiO₂ nanotubes. *Journal of Hazardous Materials*, 382, 121017. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2019.121017>

- Tang, Y., Yin, M., Yang, W., Li, H., Zhong, Y., Mo, L., Liang, Y., Ma, X., & Sun, X. (2019). Emerging pollutants in water environment: Occurrence, monitoring, fate, and risk assessment. *Water Environment Research*, 91(10), 984–991. <https://doi.org/10.1002/WER.1163>
- Tangtian, H., Bo, L., Wenhua, L., Shin, P. K. S., & Wu, R. S. S. (2012). Estrogenic potential of benzotriazole on marine medaka (*Oryzias melastigma*). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 80, 327–332. <https://doi.org/10.1016/J.ECOENV.2012.03.020>
- Ternes, T. A., Herrmann, N., Bonerz, M., Knacker, T., Siegrist, H., & Joss, A. (2004). A rapid method to measure the solid–water distribution coefficient (Kd) for pharmaceuticals and musk fragrances in sewage sludge. *Water Research*, 38(19), 4075–4084. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2004.07.015>
- Tomul, F., Arslan, Y., Başoğlu, F. T., Babuçuoğlu, Y., & Tran, H. N. (2019). Efficient removal of anti-inflammatory from solution by Fe-containing activated carbon: Adsorption kinetics, isotherms, and thermodynamics. *Journal of Environmental Management*, 238, 296–306. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2019.02.088>
- Turek, M., Różycka-Sokołowska, E., Owsianik, K., Marciniak, B., & Bałczewski, P. (2020). Modification of the Microtox® Basic Solid Phase Test: A new application for the ecotoxicological studies on poorly soluble antihypertensive drugs. *Journal of Hazardous Materials*, 399, 122839. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2020.122839>
- Valcárcel, Y., González Alonso, S., Rodríguez-Gil, J. L., Gil, A., & Catalá, M. (2011). Detection of pharmaceutically active compounds in the rivers and tap water of the Madrid Region (Spain) and potential ecotoxicological risk. *Chemosphere*, 84(10), 1336–1348. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2011.05.014>
- van Leerdam, J. A., Hogenboom, A. C., van der Kooi, M. M. E., & de Voogt, P. (2009). Determination of polar 1H-benzotriazoles and benzothiazoles in water by solid-phase extraction and liquid chromatography LTQ FT Orbitrap mass spectrometry. *International Journal of Mass Spectrometry*, 282(3), 99–107. <https://doi.org/10.1016/J.IJMS.2009.02.018>
- Vogelsang, C., Grung, M., Jantsch, T. G., Tollefsen, K. E., & Liltved, H. (2006). Occurrence and removal of selected organic micropollutants at mechanical,

chemical and advanced wastewater treatment plants in Norway. *Water Research*, 40(19), 3559–3570. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2006.07.022>

Voutsas, D., Hartmann, P., Schaffner, C., & Giger, W. (2006). Benzotriazoles, alkylphenols and bisphenol A in municipal wastewaters and in the Glatt River, Switzerland. *Environmental Science and Pollution Research*, 13(5), 333–341. <https://doi.org/10.1065/ESPR2006.01.295/METRICS>

Wang, H., Liu, Z. hua, Zhang, J., Huang, R. ping, Yin, H., Dang, Z., Wu, P. xiao, & Liu, Y. (2019). Insights into removal mechanisms of bisphenol A and its analogues in municipal wastewater treatment plants. *Science of The Total Environment*, 692, 107–116. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2019.07.134>

Wei, X., Zhu, N., Huang, X., Kang, N., Wu, P., & Dang, Z. (2020). Efficient degradation of sodium diclofenac via heterogeneous Fenton reaction boosted by Pd/Fe@Fe₃O₄ nanoparticles derived from bio-recovered palladium. *Journal of Environmental Management*, 260, 110072. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2020.110072>

Weiss, S., Jakobs, J., & Reemtsma, T. (2006). Discharge of three benzotriazole corrosion inhibitors with municipal wastewater and improvements by membrane bioreactor treatment and ozonation. *Environmental Science and Technology*, 40(23), 7193–7199. https://doi.org/10.1021/ES061434I/SUPPL_FILE/ES061434ISI20060831_101337.PDF

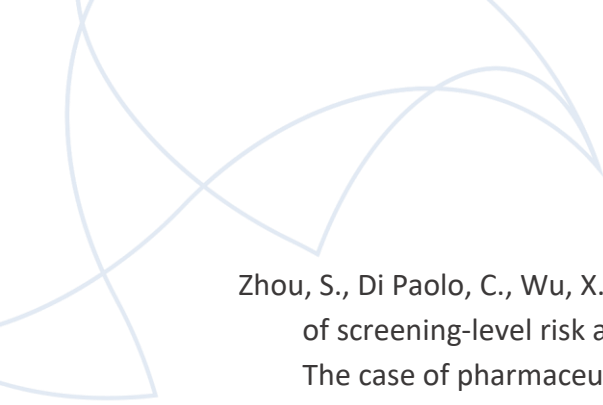
Wiegel, S., Aulinger, A., Brockmeyer, R., Harms, H., Löffler, J., Reincke, H., Schmidt, R., Stachel, B., Von Tümpling, W., & Wanke, A. (2004). Pharmaceuticals in the river Elbe and its tributaries. *Chemosphere*, 57(2), 107–126. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2004.05.017>

Willey, J. B., & Krone, P. H. (2001). Effects of endosulfan and nonylphenol on the primordial germ cell population in pre-larval zebrafish embryos. *Aquatic Toxicology*, 54(1–2), 113–123. [https://doi.org/10.1016/S0166-445X\(00\)00178-8](https://doi.org/10.1016/S0166-445X(00)00178-8)

Wronski, A. R., & Brooks, B. W. (2023). Global occurrence and aquatic hazards of antipsychotics in sewage influents, effluent discharges and surface waters. *Environmental Pollution*, 320, 121042. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2023.121042>



- Wu, L., Du, C., He, J., Yang, Z., & Li, H. (2020). Effective adsorption of diclofenac sodium from neutral aqueous solution by low-cost lignite activated cokes. *Journal of Hazardous Materials*, 384, 121284. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2019.121284>
- Yamashita, N., Yasojima, M., Nakada, N., Miyajima, K., Komori, K., Suzuki, Y., & Tanaka, H. (2006). Effects of antibacterial agents, levofloxacin and clarithromycin, on aquatic organisms. *Water Science and Technology*, 53(11), 65–72. <https://doi.org/10.2166/WST.2006.338>
- Yang, W., Gao, X., Wu, Y., Wan, L., Tan, L., Yuan, S., Ding, H., & Zhang, W. (2020). The combined toxicity influence of microplastics and nonylphenol on microalgae *Chlorella pyrenoidosa*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 195, 110484. <https://doi.org/10.1016/J.ECOENV.2020.110484>
- Yasojima, M., Nakada, N., Komori, K., Suzuki, Y., & Tanaka, H. (2006). Occurrence of levofloxacin, clarithromycin and azithromycin in wastewater treatment plant in Japan. *Water Science and Technology*, 53(11), 227–233. <https://doi.org/10.2166/WST.2006.357>
- Yuan, H., Herzog, B., Helmreich, B., Lemmer, H., & Müller, E. (2014). Determination of optimal conditions for 5-methyl-benzotriazole biodegradation with activated sludge communities by dilution of the inoculum. *Science of The Total Environment*, 487(1), 756–762. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2013.10.111>
- Yuan, Q., Sui, M., Qin, C., Zhang, H., Sun, Y., Luo, S., & Zhao, J. (2022). Migration, Transformation and Removal of Macrolide Antibiotics in The Environment: A Review. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(18), 26045–26062. <https://doi.org/10.1007/S11356-021-18251-2/METRICS>
- Zha, J., Sun, L., Spear, P. A., & Wang, Z. (2008). Comparison of ethinylestradiol and nonylphenol effects on reproduction of Chinese rare minnows (*Gobiocypris rarus*). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 71(2), 390–399. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2007.11.017>
- Zhang, Y., Geißen, S. U., & Gal, C. (2008). Carbamazepine and diclofenac: Removal in wastewater treatment plants and occurrence in water bodies. *Chemosphere*, 73(8), 1151–1161. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2008.07.086>



Zhou, S., Di Paolo, C., Wu, X., Shao, Y., Seiler, T. B., & Hollert, H. (2019). Optimization of screening-level risk assessment and priority selection of emerging pollutants – The case of pharmaceuticals in European surface waters. *Environment International*, 128, 1–10. <https://doi.org/10.1016/J.ENVINT.2019.04.034>

Zhou, Y., Meng, J., Zhang, M., Chen, S., He, B., Zhao, H., Li, Q., Zhang, S., & Wang, T. (2019). Which type of pollutants need to be controlled with priority in wastewater treatment plants: Traditional or emerging pollutants? *Environment International*, 131, 104982. <https://doi.org/10.1016/J.ENVINT.2019.104982>



FUNDACIÓN
RENOVABLES

Santa Engracia, 108. 5º Int. Izda.
28003 Madrid

www.fundacionrenovables.org

