CONAMA 2026

Contaminantes emergentes en el ecosistema fluvial: del polvo de interiores al río Tajo

Principales resultados del proyecto CEMEF

Edita: Fundación Conama

Año: 2026

Este documento está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial 4.0 Internacional.

Personas autoras de la presente comunicación técnica

Autor Principal de la comunicación: Adrián de la Torre Haro. Científico Titular de OPI. Unidad de COP y Contaminantes Emergentes en Medio Ambiente, Departamento de Medio Ambiente, CIEMAT.

Otros Autores:

Irene Navarro Martín. Científico Titular de OPI. Unidad de COP y Contaminantes Emergentes en Medio Ambiente, Departamento de Medio Ambiente, CIEMAT.

Silvia Royano Martínez. Técnico Especializado de OPI. Unidad de COP y Contaminantes Emergentes en Medio Ambiente, Departamento de Medio Ambiente, CIEMAT.

Juan Escobar-Arnanz. Investigador Doctor. Unidad de COP y Contaminantes Emergentes en Medio Ambiente, Departamento de Medio Ambiente, CIEMAT

Covadonga Alonso Alonso. Titulado Superior. Unidad de COP y Contaminantes Emergentes en Medio Ambiente, Departamento de Medio Ambiente, CIEMAT

María Ángeles Martínez Calvo. Profesora de Investigación de OPI. Unidad de COP y Contaminantes Emergentes en Medio Ambiente, Departamento de Medio Ambiente, CIEMAT.

Índice

Resumen 1

1. **Introducción** 2
2. **Objetivo 1. Identificación participativa de los contaminantes emergentes diana** 3
3. **Objetivo 2. Desarrollo y validación de metodologías analíticas** 4
4. **Objetivo 3. Contaminantes emergentes en el polvo de interiores** 5
5. **Objetivo 4. Transferencia de contaminantes emergentes en EDAR** 7
6. **Objetivo 5. Contaminantes emergentes en el ecosistema fluvial** 9
7. **Objetivo 6. Transferencia entre compartimentos e integración** 11
8. **Conclusiones** 11
9. **Agradecimientos** 12
10. **Bibliografía** 12

Resumen

Los contaminantes emergentes (CE) son sustancias cuya presencia, destino y efectos en el medioambiente no están suficientemente investigados. Entre ellos se incluyen fármacos, pesticidas, retardantes de llama, plastificantes o sustancias perfluoroalquiladas (PFAS), aunque su número y diversidad no dejan de crecer con la comercialización de sustitutos, aún no convenientemente evaluados, de compuestos regulados. El proyecto CEMEF (Contaminantes Emergentes en Ecosistemas Fluviales. Transferencia Ambiental y Riesgo Asociado; PID2019-105990RB-I00), desarrollado por el Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas (CIEMAT) en colaboración con la Confederación Hidrográfica del Tajo, el Ayuntamiento de Toledo y la Universidad Complutense de Madrid, tuvo como objetivo general conocer el origen, la transferencia y el riesgo de los CE en el ecosistema fluvial, como base para orientar su regulación. Para ello se definieron seis objetivos específicos: identificar los CE prioritarios, desarrollar métodos analíticos para poder cuantificarlos, estudiar su presencia, fuentes y riesgo en tres escenarios conectados (polvo de interiores, estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) y ecosistema acuático) e integrar su transferencia entre compartimentos. Como área de estudio se seleccionó la cuenca hidrográfica del Tajo por su representatividad europea, su gradiente de población y su heterogeneidad en usos del suelo y vertidos.

En primer lugar, un proceso participativo con 24 agentes implicados y personas expertas, junto con una revisión bibliográfica de 834 sustancias y un análisis de Debilidades, Amenazas, Fortalezas y Oportunidades (DAFO), permitió definir 311 CE diana (201 pesticidas, 87 productos industriales y 23 fármacos). Para su cuantificación en cada matriz se optimizaron y validaron nueve métodos analíticos, y el alcance se amplió después mediante cribado de sospechosos por espectrometría de masas de alta resolución. En total se analizaron 258 muestras de polvo, aguas y lodos de EDAR, agua superficial, sedimentos y peces, abarcando todo el socioecosistema fluvial.

En el polvo de hogares, oficinas y centros educativos predominaron los retardantes de llama y plastificantes, seguidos de pesticidas, fármacos y PFAS. En las EDAR, el afluente estuvo dominado por fármacos, aunque algunos se eliminaron en más del 75 % durante el tratamiento, mientras que pesticidas y PFAS apenas se redujeron. Los compuestos más hidrófobos, como los retardantes de llama, se acumularon en los lodos sin reducirse en la digestión anaerobia. Los efluentes de EDAR resultaron una clara fuente de contaminación del río, con niveles más altos cerca de los grandes núcleos urbanos. El riesgo de las mezclas de pesticidas superó al de los compuestos aislados. Al igual que los lodos, los sedimentos retuvieron los CE más afines a la materia orgánica, y en los peces se demostró la bioacumulación de pesticidas y PFAS. Finalmente, el cribado de sospechosos identificó 153 fármacos y metabolitos en aguas, sedimentos, peces y EDAR, 46 compuestos asociados al tráfico rodado en el río y 269 contaminantes en el polvo, como el aditivo de neumáticos N-(1,3-dimetilbutil)-N′-fenil-p-fenilendiamina (6PPD).

Palabras clave: contaminantes emergentes; polvo de interiores; EDAR; ecosistema fluvial; río Tajo; pesticidas; fármacos; PFAS; retardantes de llama; cribado de sospechosos

1. Introducción

Las aguas continentales son en la actualidad uno de los ecosistemas más amenazados del planeta debido, entre otros factores, a la presencia de diferentes tipos de contaminantes que van empobreciendo su calidad de manera continuada. Entre estos contaminantes cabe señalar aquellos denominados contaminantes emergentes (CE), término que engloba multitud de sustancias cuya utilización y presencia no tiene por qué ser necesariamente nueva. Sin embargo, la falta de evidencias científicas sobre su presencia y toxicidad en el medio, imposibilita la adopción de regulaciones sobre su producción, uso y desecho. El ciclo de vida de los CE en los procesos productivos está directamente relacionado con la adopción de estrategias reguladoras que, al tiempo que prohíben un determinado producto químico, fuerzan a la industria a desarrollar otro que demanda el mercado para mantener los estándares sociales de calidad alcanzados. De esta forma, la aparición de un CE surge de la necesidad de sustituir a otro compuesto previamente regulado en sus aplicaciones habituales.

En este contexto, el proyecto CEMEF (*Contaminantes Emergentes en Ecosistemas Fluviales. Transferencia Ambiental y Riesgo Asociado*; PID2019-105990RB-I00), desarrollado por la Unidad de Contaminantes Orgánicos Persistentes (COP) y Contaminantes Emergentes en Medio Ambiente del Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas (CIEMAT) entre junio de 2020 y mayo de 2024, tuvo como objetivo general mejorar el conocimiento sobre los CE: su identificación, monitorización, fuentes principales, transferencia ambiental e implicación en la salud de los ecosistemas fluviales.

El proyecto adoptó una visión amplia del ecosistema fluvial, como un sistema global y complejo en el que interviene una red de relaciones establecidas a partir de elementos antropogénicos/sociales, geológicos/edáficos, hídricos y biológicos. En este sistema, son las actividades humanas (vertidos de aguas residuales urbanas e industriales, escorrentía y lixiviación de zonas urbanas y agrícolas) las que presentan mayores impactos directos e indirectos sobre la salud del ecosistema fluvial. La hipótesis de partida fue que la entrada de CE a los cuerpos de agua se produce principalmente a través de los efluentes de estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR), debido a su eliminación incompleta o ineficiente, y que, a su vez, la presencia de CE en los afluentes de EDAR se debe a: i) la utilización de CE en procesos industriales y ii) su presencia en ambientes urbanos y posterior migración hacia las aguas residuales durante su uso directo (productos de cuidado personal) o indirecto (degradación y/o abrasión de productos que los contienen, retardantes de llama, plastificantes, surfactantes, etc.). Esta visión integradora obliga a definir y evaluar por separado los principales escenarios, para poder con posterioridad realizar un análisis global del ecosistema fluvial.

Por ello, el proyecto estudió de forma secuencial tres escenarios conectados (ambientes de interior, EDAR y medio acuático) para integrarlos finalmente en un análisis holístico (Figura 1). Para ello contó con un equipo multidisciplinar que incluyó, además de los investigadores del CIEMAT, otros especialistas en ciencias sociales, personal del Laboratorio de Aguas de la Confederación Hidrográfica del Tajo (CHT) y el grupo de Ecología y Biotecnología Microbianas de la Universidad Complutense de Madrid (UCM), y con la colaboración del Ayuntamiento de Toledo y FCC Aqualia.

Como área de estudio se seleccionó la cuenca hidrográfica del Tajo, por su representatividad a escala europea, su gradiente de población y su heterogeneidad en usos del suelo y vertidos.

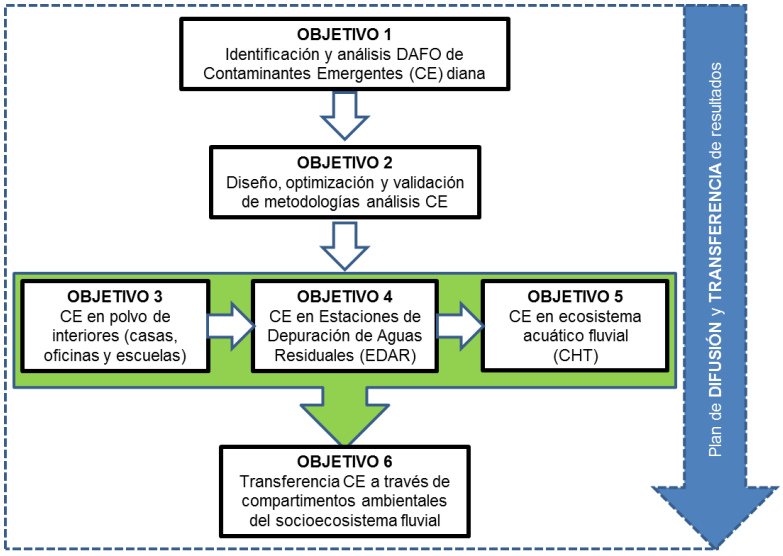


Figura 1. Estructura y objetivos específicos del proyecto CEMEF.

2. Objetivo 1. Identificación participativa de los contaminantes emergentes diana

La selección de los CE se abordó con un doble enfoque para evitar el sesgo derivado de la experiencia previa del equipo de investigación. Por un lado, a través de una revisión exhaustiva de la literatura científica, informes de organismos competentes, estadísticas de comercialización de productos y normativa de uso, se identificaron un total de 834 CE (312 productos de uso agropecuario, 265 químicos industriales y de consumo, y 257 sustancias con actividad farmacológica).

Por otro, tras un mapeo de instituciones de la interfaz ciencia-gestión-sociedad, se realizaron 24 entrevistas semiestructuradas. Las personas entrevistadas eran agentes implicados y personas expertas de: i) entidades gestoras del agua (7; Consorcio de Aguas Bilbao Bizkaia, Aigües de Barcelona, Empresa Municipal de Aguas de Córdoba (EMACSA) y Cadagua), ii) universidades y centros de investigación (6; Universidad del País Vasco (UPV/EHU), Instituto de Diagnóstico Ambiental y Estudios del Agua del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (IDAEA-CSIC), Instituto Madrileño de Estudios Avanzados (IMDEA) Agua y Gaiker), iii) administraciones públicas (4; Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO), Centro de Estudios y

Experimentación de Obras Públicas (CEDEX), CHT y Ayuntamiento de Toledo), iv) organizaciones ecologistas y de salud ambiental (3; Ecologistas en Acción, Greenpeace y Fondo para la Defensa de la Salud Ambiental), v) industria (2; Bayer CropScience), vi) una organización agraria (Agricultores y Ganaderos Independientes de Madrid-Coordinadora de Organizaciones de Agricultores y Ganaderos, AGIM-COAG) y vii) una de consumidores (Organización de Consumidores y Usuarios, OCU). Estas mismas personas ponderaron después, mediante una encuesta, la relevancia de 427 compuestos, información que se integró en un análisis de Debilidades, Amenazas, Fortalezas y Oportunidades (DAFO) que permitió finalmente establecer la lista de 311 CE diana del proyecto: 201 pesticidas (71 fungicidas, 63 herbicidas, 66 insecticidas y un sinergista), 87 productos industriales (61 retardantes de llama y plastificantes (RyP), y 26 sustancias perfluoroalquiladas (PFAS)) y 23 fármacos de distintos grupos terapéuticos (analgésicos/antinflamatorios, antibióticos, antiepilépticos, antihipertensivos, betabloqueantes y antidepresivos).

3. Objetivo 2. Desarrollo y validación de metodologías analíticas

Se diseñaron, optimizaron y validaron nueve métodos analíticos para la determinación de los 311 CE diana, seleccionando los analitos de interés de cada matriz según sus propiedades fisicoquímicas: fármacos, pesticidas y PFAS se analizaron en polvo, aguas y lodos de EDAR, agua superficial, sedimentos y peces, mientras que los RyP, por su carácter hidrófobo, se analizaron solo en polvo, lodos, sedimentos y peces (Navarro et al., 2025; Royano et al., 2023, 2024a, 2024b). Los métodos incluyeron técnicas de extracción y purificación basadas en fase sólida dispersiva (QuEChERS), extracción sólido-líquido con purificación en fase sólida o fraccionamiento en columna, extracción en fase sólida (SPE) y técnicas de derivatización. La determinación instrumental se realizó mediante cromatografía de líquidos de ultra alta eficacia acoplada a espectrometría de masas en tándem con analizador de triple cuadrupolo (UHPLC-MS/MS) para fármacos, pesticidas polares y PFAS, y cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas en tándem con analizador de triple cuadrupolo (GC-MS/MS) para pesticidas apolares y RyP. La cuantificación se realizó por dilución isotópica (^{13}C, ^{18}O, ^{15}N y ^{2}H) o patrón interno, y la validación siguió los requerimientos descritos en las guías SANTE/2020/12830 y SANTE/12682/2019 (recuperaciones del 70-120 %, desviación estándar relativa (RSD) inferior al 20 % y confirmación con dos transiciones MS/MS). Durante la optimización de estas metodologías se priorizó también la simplificación de todas las etapas, siguiendo los principios de la química analítica verde, que promueve métodos multirresiduo, con menos etapas, menor consumo de disolventes y reactivos, y menor generación de residuos. Con ello se buscó no solo reducir el impacto ambiental del propio análisis, sino también facilitar la transferencia de los métodos validados a laboratorios de rutina. Finalmente, la incorporación de equipos de cromatografía de líquidos y de gases acoplados a espectrometría de masas de alta resolución con analizador de cuadrupolo-tiempo de vuelo (UHPLC-

QTOF y GC-QTOF) permitió desarrollar flujos de trabajo de cribado de sospechosos y análisis no dirigido, que ampliaron el alcance del proyecto más allá de la lista de CE diana (Escobar-Arnanz et al., 2026a, 2026b; Royano et al., 2026).

4. Objetivo 3. Contaminantes emergentes en el polvo de interiores

Entre marzo y junio de 2022 se recogieron 85 muestras de polvo en hogares (14), oficinas (23), aulas de educación infantil (19) y centros de educación secundaria y superior (29). En los hogares fueron los propios residentes quienes aspiraron toda la vivienda, mientras que en oficinas y centros educativos el equipo de investigación recogió por separado el polvo depositado en el suelo y el acumulado en superficies elevadas (>0,5 m), representativo del polvo en suspensión. El perfil de contaminación varió según el tipo de emplazamiento (Figura 2): los fármacos presentaron mayores concentraciones en hogares, los pesticidas en hogares y oficinas, las PFAS en oficinas y los RyP en aulas de educación infantil y oficinas, lo que apunta a fuentes asociadas al consumo (fármacos), a la aplicación (pesticidas) y a la presencia en materiales de consumo (PFAS y RyP). Sin embargo, en todos los ambientes los RyP y los pesticidas fueron las familias con mayores concentraciones.

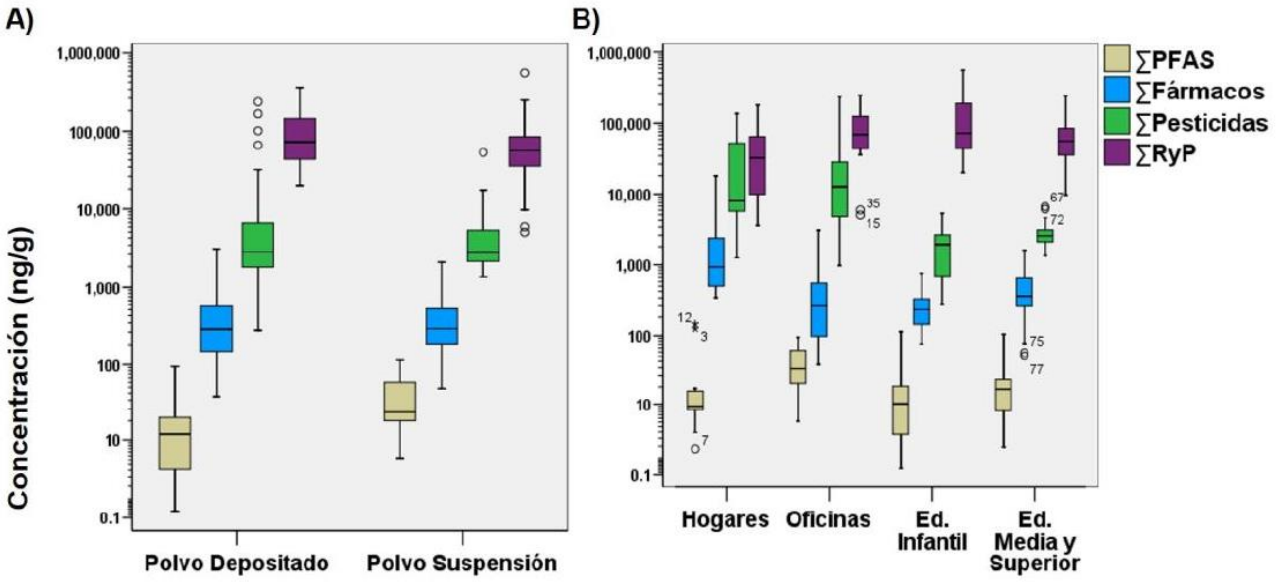


Figura 2. Concentraciones (ng/g) de PFAS, fármacos, pesticidas y RyP en polvo depositado y en suspensión (A) y por tipo de ambiente interior (B). ∑: sumatorio de las concentraciones de todos los compuestos cuantificados de cada familia en cada muestra.

Todas las muestras salvo una contenían al menos un fármaco, con concentraciones de hasta 18 µg/g (Royano et al., 2024b). Solo paracetamol, tiabendazol, clotrimazol y eritromicina anhidra superaron una frecuencia de cuantificación del 19 % (medianas de 166, 74, 25 y 14 ng/g, respectivamente). No hubo diferencias entre el polvo del suelo y el de superficies elevadas, pero sí entre emplazamientos: los hogares presentaron los niveles más altos (paracetamol, 678 ng/g de mediana), reflejando el consumo y almacenamiento de medicamentos como fuente principal. A partir de estas concentraciones se evaluó la exposición y el riesgo para la salud de niños, adolescentes y adultos mediante la ingestión de polvo, inhalación y contacto dérmico. La ingestión supuso más del 99 % de la exposición, y los índices de riesgo más altos, obtenidos en hogares en el escenario más desfavorable (percentil 95, P95), fueron del 7-12 % para el paracetamol y del 4-7 % para el clotrimazol.

De forma general, el perfil de pesticidas en el polvo estuvo dominado por insecticidas, en especial piretroides, cuya correlación con el sinergista butóxido de piperonilo apunta a un origen común en el uso doméstico de biocidas y productos para mascotas. Los RyP, la familia más abundante, estuvieron dominados por los ésteres organofosforados, y se observaron patrones compatibles con la sustitución de los polibromodifeniléteres (PBDE) regulados por retardantes alternativos como el decabromodifenil etano (DBDPE) y el declorano plus (DP). Algunos de estos sustitutos ya están en el punto de mira regulatorio: el DP se incluyó en 2023 en el Anexo A del Convenio de Estocolmo (UNEP, 2023) y el DBDPE figura actualmente entre las sustancias propuestas para su inclusión (UNEP, 2026), lo que demuestra cómo en algunos casos los sustitutos de compuestos prohibidos acaban, a su vez, siendo objeto de regulación. Las PFAS mostraron los niveles más bajos, con coexistencia de compuestos de cadena corta y de PFAS clásicas, mientras que sustitutos recientes de PFAS de cadena larga, como el ácido dímero del óxido de hexafluoropropileno (HFPO-DA, conocido como GenX) y el 4,8-dioxa-3H-perfluorononanoato de amonio (ADONA), no se detectaron, lo que sugiere una introducción aún limitada en los ambientes estudiados. La evaluación de la exposición de niños y adultos indicó que la ingestión es la vía dominante y que, salvo el plastificante organofosforado fosfato de tris(2-butoxietilo) (TBEP) en el escenario más desfavorable (P95), los compuestos analizados no suponen un riesgo significativo para la salud humana.

Mediante el cribado de sospechosos y análisis no dirigido por GC-QTOF se identificaron 269 contaminantes, con entre 26 y 159 compuestos por muestra (Escobar-Arnanz et al., 2026a). Predominaron los compuestos sintéticos asociados a plásticos y polímeros (plastificantes clásicos y alternativos, antioxidantes, retardantes de llama y aditivos del caucho). Los hogares fueron el ambiente químicamente más complejo, mientras que en los centros educativos predominaron los ftalatos y plastificantes alternativos como el 2,2,4-trimetil-1,3-pentanodiol diisobutirato (TXIB). Este trabajo aporta además la primera evidencia de N-(1,3-dimetilbutil)-N′-fenil-p-fenilendiamina (6PPD) y otros aditivos de neumáticos en polvo de interiores domésticos en España.

5. Objetivo 4. Transferencia de contaminantes emergentes en EDAR

Se estudiaron dos EDAR: EDAR 1 trata aguas tanto residuales urbanas (25.000 habitantes) como las procedentes de un polígono industrial, mientras que EDAR 2 recibe aguas residuales urbanas (65.000 habitantes). Se tomaron muestras trimestrales de la línea de aguas (afluente, tratamiento biológico (secundario) y efluente) y de la línea de lodos (antes, durante y después de la digestión anaerobia). En el afluente, los fármacos presentaron las mayores concentraciones, seguidos de los pesticidas y las PFAS; sin embargo, solo los fármacos mostraron una reducción clara a lo largo de la línea de aguas (Figura 3).

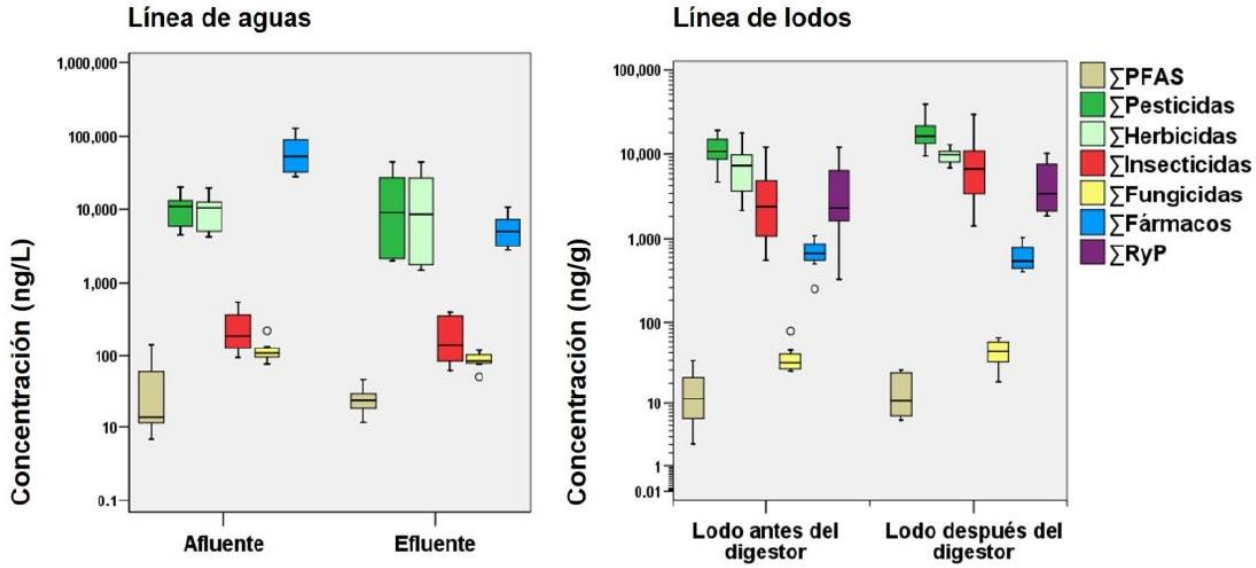


Figura 3. Concentraciones de las familias de CE en la línea de aguas (afluente y efluente; ng/L) y en la línea de lodos (antes y después del digestor; ng/g). ∑: sumatorio de las concentraciones de todos los compuestos cuantificados de cada familia en cada muestra.

Analgésicos, antiinflamatorios, antihipertensivos, antidepresivos y betabloqueantes fueron mayoritarios en el afluente, con medianas de hasta 19 µg/L (Royano et al., 2024a). Diez fármacos (paracetamol, ibuprofeno, ketoprofeno, naproxeno, atorvastatina, azitromicina, claritromicina, sulfametoxazol, trimetoprima y valsartán) alcanzaron eliminaciones superiores al 75 %. Los antihipertensivos y antidepresivos llegaron a representar el 74 % en el efluente. Los compuestos con mayor afinidad por la materia orgánica, como clotrimazol y miconazol, se transfirieron al lodo (85 % de las muestras), donde los tratamientos aplicados no lograron reducir su concentración, ya

que la digestión anaerobia no consiguió degradarlos. Dado que en España una parte importante de los lodos de depuradora se aplica como enmienda orgánica en suelos agrícolas, a menudo pobres en materia orgánica, se evaluó también el riesgo asociado a esta práctica. Para ello, siguiendo la metodología de la Agencia Europea de Sustancias y Mezclas Químicas (ECHA), se estimaron las concentraciones previstas en el suelo (PEC) tras una o sucesivas aplicaciones anuales de lodo y se compararon con las concentraciones previstas sin efecto (PNEC) para el compartimento suelo y para las lombrices de tierra, como organismos representativos de la entrada de contaminantes en la cadena trófica terrestre. Los cocientes de caracterización del riesgo (RCR = PEC/PNEC) indicaron un riesgo alto para gemfibrozilo, ibuprofeno y venlafaxina desde el primer año de aplicación, y para naproxeno a partir del décimo.

En cuanto a los pesticidas, el herbicida glifosato y su producto de degradación AMPA dominaron el perfil del afluente y sus concentraciones no se redujeron con los tratamientos aplicados en las depuradoras; solo los herbicidas clorprofam y florasulam y el fungicida propamocarb mostraron eficiencias de eliminación significativas, mientras que los piretroides se transfirieron preferentemente al lodo. Las PFAS tampoco se eliminaron de forma significativa y alcanzaron el efluente; las de cadena corta, como el ácido perfluorobutanoico (PFBA) y el ácido perfluorobutanosulfónico (PFBS), dominaron en la línea de aguas, mientras que el ácido perfluorodecanoico (PFDA), de cadena larga, lo hizo en la de lodos. Por su parte, los RyP se acumularon preferentemente en los lodos. Este reparto entre fases responde a las propiedades fisicoquímicas de cada compuesto: los más hidrófobos, con valores elevados del coeficiente de reparto octanol-agua (Kow), como los piretroides y buena parte de los RyP, tienden a adsorberse sobre la materia orgánica y los sólidos en suspensión y se retiran con el lodo, mientras que los más polares o ionizables, como el glifosato, el AMPA o las PFAS de cadena corta, permanecen en la fase acuosa. Ninguna familia de CE redujo su concentración en la línea de lodos durante la digestión anaerobia, lo que sugiere que los microorganismos del digestor no son capaces de degradarlos.

Por último, se estudió la presencia de 25 compuestos derivados del desgaste de neumáticos y caucho en aguas residuales, lodos y agua superficial. Su presencia fue generalizada, con un perfil dominado por benzotiazoles y benzotriazoles (Rojas et al., 2026). Las aguas residuales (afluente y efluente; mediana de la suma de los 25 compuestos, 3.923 ng/L) superaron claramente al agua superficial (346 ng/L), y en el lodo se alcanzaron concentraciones elevadas (424 ng/g), de modo que este actuó, como en el caso de otros CE hidrófobos, como reservorio y fuente potencial de estos compuestos para los suelos agrícolas. Aunque algunos compuestos, como el 2-hidroxibenzotiazol, el 2-mercaptobenzotiazol y la 6PPD-quinona, se eliminaron en más del 75 %, los tratamientos convencionales no fueron totalmente eficaces. El riesgo para el medio acuático se evaluó comparando las concentraciones medidas en el agua superficial con las PNEC, tanto para cada compuesto como para la mezcla, y se completó con un escenario de toxicidad aguda basado en unidades tóxicas para algas, invertebrados y peces. Se identificaron riesgos agudos asociados a las p-fenilendiaminas, principalmente a la 6PPD-quinona, en la mayoría de los puntos de muestreo, mientras que el riesgo crónico fue en general bajo y solo alcanzó niveles moderados en los puntos con mayor presión antrópica. Asimismo, siguiendo el procedimiento descrito para los fármacos, la aplicación anual de lodos en suelos agrícolas (entre 1 y 100 años) supondría un riesgo alto para los organismos del suelo en el caso de 14 de los 22 compuestos evaluados, ya desde el primer año.

6. Objetivo 5. Contaminantes emergentes en el ecosistema fluvial

En colaboración con la CHT se seleccionaron 13 estaciones a lo largo del río Tajo y sus afluentes, desde la cabecera hasta la frontera con Portugal. Estas estaciones se clasificaron según su influencia antrópica (Figura 4A). En estos puntos se recogieron 89 muestras de agua, 28 de sedimentos y 24 de peces. Las concentraciones en agua no mostraron tendencias temporales, pero los puntos con mayor influencia antrópica presentaron niveles claramente superiores para las tres familias analizadas en agua: fármacos, pesticidas y PFAS (Figura 4B).

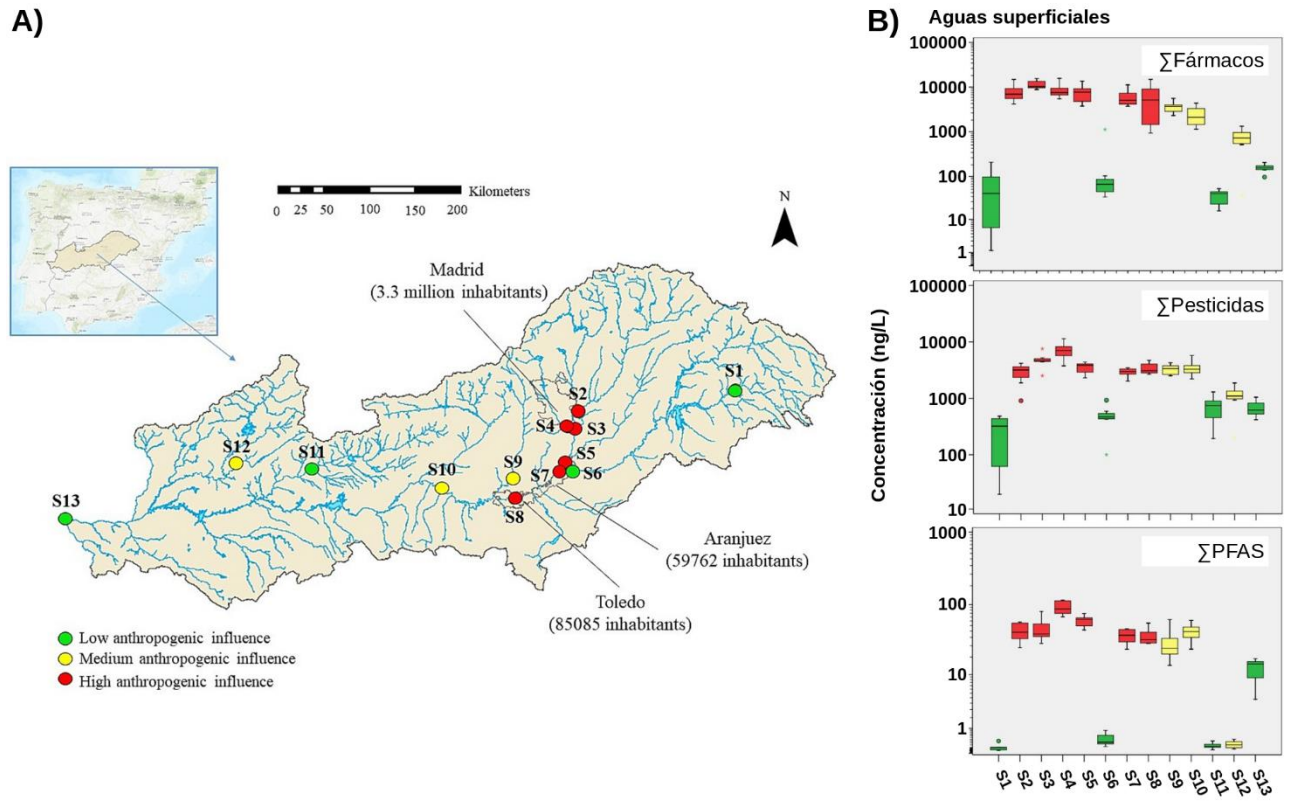


Figura 4. (A) Puntos de muestreo en la cuenca del Tajo y (B) concentraciones (ng/L) de ∑Fármacos, ∑Pesticidas y ∑PFAS en agua superficial (∑: sumatorio de las concentraciones de todos los compuestos cuantificados de cada familia en cada muestra). Influencia antrópica baja (verde), media (amarillo) y alta (rojo).

Se cuantificaron fármacos en el 96 % de las muestras de agua, con predominio de los antihipertensivos valsartán e irbesartán y del antidepresivo *O*-desmetilvenlafaxina (medianas de 648, 390 y 495 ng/L, respectivamente; Royano et al., 2023). Las zonas urbanas presentaron niveles y flujos másicos (1,4-235 kg/año) significativamente mayores, y siete fármacos mostraron riesgo alto para peces en más del 45 % de los puntos. Los compuestos más hidrófobos, con carga positiva o afines a la materia orgánica (irbesartán, *O*-desmetilvenlafaxina, clotrimazol) alcanzaron los sedimentos, mientras que en peces solo se encontraron clotrimazol y azitromicina (Royano et al., 2024a). El cribado de sospechosos por UHPLC-QTOF amplió el alcance hasta 153 fármacos y metabolitos en el conjunto de matrices. El agua superficial (122 compuestos) y los efluentes (85) fueron las matrices con más compuestos identificados. Como cabría esperar, los sedimentos acumularon las sustancias más hidrófobas, como el telmisartán o el citalopram, mientras que los peces presentaron el menor número de fármacos (11; Royano et al., 2026).

Respecto a los pesticidas, el estudio de 199 compuestos (159 sustancias activas y 40 metabolitos) reveló que la suma de pesticidas en cada muestra alcanzó valores máximos de hasta 8.097 ng/L en agua, 3.223 ng/g en sedimentos y 252 ng/g en peces (Navarro et al., 2025). Los herbicidas se cuantificaron en prácticamente todas las muestras de agua y sedimentos, con el AMPA y el glifosato, como los compuestos con mayores concentraciones medianas (2.136 y 108 ng/L en agua, y 779 y 59,6 ng/g en sedimentos, respectivamente), mientras que en peces predominaron los insecticidas. Además del uso agrícola, otras fuentes antrópicas, como la escorrentía urbana y los vertidos de aguas residuales, influyeron en la contaminación. Así lo sugiere, por ejemplo, la presencia del imidacloprid en casi todas las muestras de agua, pese a no estar autorizado como fitosanitario desde 2020, pero sí como biocida y medicamento veterinario. Aunque solo el 7 % de los compuestos individuales presentó riesgo alto, el riesgo de las mezclas, calculado como suma de unidades tóxicas (Casillas et al., 2022), fue relevante para organismos acuáticos y bentónicos. En conjunto, se priorizaron 27 pesticidas de especial preocupación para organismos acuáticos, bentónicos y depredadores piscívoros (Navarro et al., 2025).

En términos generales, las PFAS siguieron el mismo patrón espacial que el resto de familias en el agua, aunque su perfil varió entre matrices: en el agua dominaron las de cadena corta y media, más solubles y móviles, mientras que en peces predominaron las de cadena larga (PFOS y ácidos perfluorocarboxílicos de 10 a 14 carbonos), que son más bioacumulables por su mayor afinidad por las proteínas y su eliminación más lenta. Los RyP, dominados por los organofosforados, se asociaron principalmente a los sedimentos y también se detectaron en peces. Sin embargo, con los valores ecotoxicológicos de referencia actuales, las PFAS no mostraron riesgo para el agua ni para los sedimentos, mientras que solo dos RyP, el fosfato de tris(2-cloroetilo) (TCEP) y el fosfato de trifenilo (TPP), presentaron riesgo alto para los organismos de los sedimentos en la mayoría de los puntos de muestreo.

Finalmente, para evaluar la huella del tráfico rodado en el ecosistema acuático se combinaron dos aproximaciones. Por un lado, el análisis dirigido de los 25 compuestos derivados del desgaste de neumáticos en las muestras de agua superficial mostró concentraciones significativamente mayores en zonas urbanas y de tráfico intenso, lo que confirma la escorrentía viaria como fuente relevante. Entre estos compuestos, la 6PPD-quinona, muy tóxica para algunas especies de peces, se cuantificó en la mitad de las muestras (Rojas et al., 2026). Por otro lado, se aplicó un cribado de sospechosos con una lista de 153 compuestos relacionados con vehículos, que permitió identificar

46 de ellos, 26 con frecuencias de detección superiores al 20 % (Escobar-Arnanz et al., 2026b). Entre ellos destacaron la hexa(metoximetil)melamina (HMMM) y sus derivados, el benzoato de denatonio, el ácido benzotiazol-2-sulfónico y el benzotriazol (frecuencias de detección >75 %).

7. Objetivo 6. Transferencia entre compartimentos e integración

La integración de los resultados mediante un mapa de interacciones y análisis de componentes principales permitió identificar como fuentes principales de CE en el afluente de las EDAR la excreción humana (fármacos), el uso doméstico y urbano (pesticidas) y la fabricación, uso y desecho de materiales de consumo y el uso industrial (PFAS y RyP). En las depuradoras, parte de los CE se fraccionan hacia el lodo (principalmente RyP y compuestos hidrófobos), donde pueden suponer un riesgo para el suelo a través de su uso como enmienda agrícola. Sin embargo, la mayoría se moviliza con la línea de aguas, donde solo algunos (principalmente fármacos) se degradan parcialmente. Así, los efluentes de EDAR se configuran como la principal fuente de fármacos, PFAS y RyP en el río, mientras que solo el 30 % de los pesticidas encontrados en el medio acuático podrían tener un origen agrícola difuso. Esta interpretación se ve reforzada por la similitud entre el perfil de contaminación del agua superficial y el de los efluentes de EDAR.

8. Conclusiones

El proyecto CEMEF ha generado una de las evaluaciones más completas disponibles sobre CE en una gran cuenca hidrográfica europea, siguiendo el recorrido de los CE desde el polvo de nuestros hogares hasta el agua, los sedimentos y los peces del río. Los resultados muestran que (i) los ambientes de interior reflejan los patrones de consumo y las estrategias de sustitución de sustancias reguladas; (ii) las EDAR convencionales eliminan parcialmente algunos fármacos, pero no la mayoría de pesticidas, PFAS o aditivos de neumáticos, y la digestión de lodos no reduce los CE; (iii) los efluentes de EDAR y la escorrentía urbana son fuentes clave de CE para el río; y (iv) la evaluación de mezclas de CE resulta imprescindible, ya que el riesgo combinado supera al de los compuestos aislados. Desde el punto de vista de la gestión, los datos generados sirven para evaluar el cumplimiento de las normas de calidad ambiental y el seguimiento de la Lista de Observación europea. Asimismo, los resultados respaldan la necesidad de establecer normas de calidad para sedimentos y mezclas, mejorar los tratamientos de las EDAR y revisar la gestión agrícola de los lodos, desde un enfoque *One Health*.

9. Agradecimientos

Este trabajo forma parte del proyecto PID2019-105990RB-I00, financiado por MCIN/AEI/10.13039/501100011033. Se agradece la colaboración de la Confederación Hidrográfica del Tajo, el Ayuntamiento de Toledo, FCC Aqualia y el grupo de Ecología y Biotecnología Microbianas de la UCM, así como la participación de todas las personas expertas y agentes implicados entrevistados.

10. Bibliografía

[1] Casillas, A., de la Torre, A., Navarro, I., Sanz, P., y Martínez, M. Á. (2022). Environmental risk assessment of neonicotinoids in surface water. *Science of the Total Environment, 809*, 151161. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151161

[2] Escobar-Arnanz, J., Royano, S., Alonso, C., Navarro, I., de la Torre, A., y Martínez, M. Á. (2026a). A suspect and non-target approach to unveil the chemical fingerprint of a multi-environment indoor dust. *Journal of Hazardous Materials, 517*, 143748. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2026.143748

[3] Escobar-Arnanz, J., Royano, S., Navarro, I., de la Torre, A., y Martínez, M. Á. (2026b). New insights into the occurrence of vehicle related compounds in one of Europe's longest rivers. *Environmental Research, 288*, 123158. https://doi.org/10.1016/j.envres.2025.123158

[4] Navarro, I., Royano, S., Alonso, C., de la Torre, A., y Martínez, M. Á. (2025). Environmental exposure and risk assessment of pesticide mixtures in aquatic organisms from the Tagus River Basin. *Ecotoxicology and Environmental Safety, 305*, 119221. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2025.119221

[5] Rojas, M. A., Navarro, I., Royano, S., Escobar-Arnanz, J., de la Torre, A., y Martínez, M. Á. (2026). Integrated assessment of tire and rubber wear-derived compounds in wastewater treatment systems and receiving environments. *Environmental Pollution, 408*, 128865. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2026.128865

[6] Royano, S., de la Torre, A., Navarro, I., y Martínez, M. Á. (2023). Pharmaceutically active compounds (PhACs) in surface water: Occurrence, trends and risk assessment in the Tagus River Basin (Spain). *Science of the Total Environment, 905*, 167422. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167422

[7] Royano, S., Escobar-Arnanz, J., Navarro, I., de la Torre, A., y Martínez, M. Á. (2026). Pharmaceutical footprint in the river ecosystem: Suspect screening approach with high resolution mass spectrometry. *Environmental Pollution, 395*, 127795. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2026.127795

[8] Royano, S., Navarro, I., de la Torre, A., y Martínez, M. Á. (2024a). Investigating the presence, distribution and risk of pharmaceutically active compounds (PhACs) in wastewater treatment plants, river sediments and fish. *Chemosphere, 368*, 143759. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.143759

[9] Royano, S., Navarro, I., de la Torre, A., y Martínez, M. Á. (2024b). Occurrence and human risk assessment of pharmaceutically active compounds (PhACs) in indoor dust from homes, schools and offices. *Environmental Science and Pollution Research, 31*, 49682-49693. https://doi.org/10.1007/s11356-024-34459-4

[10] UNEP. (2026). *Chemicals proposed for listing under the Convention*. Consultado el 9 de noviembre de 2026. https://www.pops.int/TheConvention/ThePOPs/ChemicalsProposedforListing/tabid/2510/Default.aspx

[11] UNEP. (2023). *Listing of Dechlorane Plus* (Decisión SC-11/10). Conference of the Parties to the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. https://chm.pops.int/Portals/0/download.aspx?d=UNEP-POPS-COP.11-SC-11-10.English.pdf

CONAMA 2026