



REAL ACADEMIA DE FARMACIA DE GALICIA

Discurso leído en la sesión inaugural
del curso académico 2026

MICROPLÁSTICOS Y NANOPLÁSTICOS DESDE EL ENFOQUE UNA SOLA SALUD: RETOS EN INVESTIGACIÓN Y REGULACIÓN

Ilma. Sra. Dña. Soledad Muniategui Lorenzo
Académica de Número



Santiago de Compostela
29 de enero de 2026

© Soledad Muniategui Lorenzo, Consellería de Sanidade y
Real Academia de Farmacia de Galicia.

Maquetación: Miguel A. Suárez.

ISBN: 979-13-88131-18-9

Índice

| | |
|---|-----------|
| 1. La paradoja del plástico: utilidad vs. persistencia ambiental | 7 |
| 1.1. Producción de plásticos y residuos plásticos en el medio ambiente | 8 |
| 1.2. Definición y clasificación de microplásticos y nanoplásticos | 13 |
| 2. Caracterización de los plásticos | 17 |
| 2.1. La dimensión química de los plásticos..... | 17 |
| 2.2. Plastisfera, ecocorona y biocorona en micro y nanoplásticos | 23 |
| 3. Retos metodológicos en Química Analítica para la caracterización de micro y nanoplásticos | 27 |
| 3.1. Armonización internacional en el análisis de Microplásticos | 39 |
| 4. Distribución ambiental y transferencia en el marco de Una Sola Salud (<i>One Health</i>) | 41 |
| 4.1. Distribución y transporte en el aire | 42 |
| 4.2. Distribución y transporte en el medio acuático..... | 44 |
| 4.3. Acumulación y dinámica de microplásticos en los océanos | 45 |
| 4.4. Presencia y movilización de microplásticos en los suelos..... | 46 |
| 4.5. Distribución en alimentos:..... | 47 |
| 4.6. Impacto de los microplásticos en los ecosistemas | 48 |
| 5. Avances en biomonitorización humana: de la presencia ambiental a la exposición sistémica..... | 51 |
| 5.1. Vías de Exposición Humana..... | 52 |
| 5.2. Presencia en muestras humanas..... | 55 |
| 5.3. Mecanismos biológicos de interacción | 59 |
| 5.4. Necesidad de Rigor Científico | 60 |

| | |
|--|-----------|
| 6. Desafíos regulatorios | 63 |
| 6.1. Marco regulatorio internacional..... | 63 |
| 6.2. Marco regulatorio europeo | 64 |
| 7. Conclusiones y retos futuros | 69 |
| 7.1. Lagunas de conocimiento y próximos retos | 70 |
| 7.1.1. Estandarización metodológica y retos analíticos | 70 |
| 7.1.2. Nanoplásticos: la gran frontera del conocimiento..... | 71 |
| 7.1.3. Complejidad química y toxicidad de las mezclas | 71 |
| 7.1.4. Comportamiento ambiental..... | 71 |
| 7.1.5. Efectos biológicos y estudios a largo plazo..... | 72 |
| 7.2. Reflexión final: | 72 |
| 8. Referencias | 75 |

Ilmo. Sr. Presidente de la Real Academia de Farmacia de Galicia,

Dignísimas autoridades y representaciones,

Ilmos. Sres. Académicos,

Señoras y señores,

De acuerdo con el turno que se establece en los Estatutos de la Academia, me corresponde pronunciar el discurso de Apertura del Curso 2026, un compromiso que asumo, como no podía ser de otra manera, consciente de la responsabilidad que supone intervenir en un acto de tan alta significación para nuestra Institución. La elección del tema de este discurso responde a la relevancia que ha adquirido en la actualidad la presencia de los plásticos en el medio ambiente y, en particular, de los denominados microplásticos y nanoplásticos. Estas partículas, diminutas y en ocasiones casi invisibles a simple vista, se encuentran hoy distribuidas en todos los rincones del planeta y existen indicios científicos de que también forman parte de nuestro propio organismo, lo que sitúa esta cuestión en el centro de un debate científico y social de primer orden.

El estudio de los micro y nanoplásticos ha despertado un creciente interés en la investigación, en los ámbitos regulatorios, en los medios de comunicación y en la sociedad en su conjunto, al plantear interrogantes relevantes sobre la interacción entre contaminación ambiental y salud. Abordar esta problemática desde la perspectiva de Una Sola Salud o *One Health* resulta especialmente pertinente, al permitir una visión integrada de la salud humana, animal y ambiental.

1. La paradoja del plástico: utilidad vs. persistencia ambiental

Desde la segunda mitad del siglo XX, los plásticos se han consolidado como materiales esenciales para la sociedad moderna. Su bajo coste, durabilidad y versatilidad de sus propiedades y características han impulsado su uso en sectores estratégicos como la alimentación, la medicina, la industria farmacéutica, la agricultura y la construcción. Sin embargo, estas mismas propiedades han favorecido su persistencia ambiental y su acumulación progresiva en ecosistemas terrestres y acuáticos.

Los plásticos son materiales químicos sintéticos complejos y altamente heterogéneos. A diferencia de otros contaminantes, los plásticos no se degradan completamente, sino que se fragmentan en partículas cada vez más pequeñas. Este proceso da lugar a microplásticos (MP) y nanoplásticos (NP), que constituyen una nueva clase de contaminantes emergentes con potencial impacto en los ecosistemas y la salud humana global. La creciente detección de estas partículas en agua potable, alimentos, aire y tejidos humanos ha situado a los micro y nanoplásticos (MNP) en el centro del debate científico y regulatorio. Así, la contaminación por plásticos se ha consolidado como uno de los principales problemas ambientales y sanitarios del siglo XXI. Hoy ya no hablamos únicamente de residuos visibles, sino de una contaminación invisible, persistente y ubicua: los microplásticos y nanoplásticos, junto con los aditivos químicos y otras sustancias que los acompañan.

El enfoque One Health, que integra la salud humana, animal y ambiental, resulta especialmente pertinente para abordar la problemática de los MNP. La exposición humana no ocurre de forma aislada, sino como consecuencia de procesos de contaminación ambiental, transferencia trófica y alteración de ecosistemas. Desde esta perspectiva, comprender el origen, la distribución, los mecanismos de toxicidad y los riesgos asociados a estas partículas es esencial para la protección de la salud pública.

1.1. Producción de plásticos y residuos plásticos en el medio ambiente

El desarrollo de los plásticos representa una evolución desde el uso de polímeros naturales hacia polímeros sintéticos y materiales avanzados. El primer polímero 100% sintético y termoestable fue la baquelita, creado en 1907 por Leo Baekeland. En 1920 Herman Staudinger revolucionó el campo al desarrollar la ciencia de los polímeros y sus investigaciones sobre la estructura macromolecular fueron tan disruptivas que le valieron el Premio Nobel décadas más tarde. Posteriormente se produjo una gran expansión aumentando las aplicaciones industriales. En 1933 se hallaron métodos para plastificar el poli(cloruro de vinilo) (PVC), permitiendo su uso masivo en infraestructuras. Surgieron el poliestireno (PS), el poli(metilmetacrilato) (PMMA) y la poliamida 66 (PA66), más conocida como nylon; este último vital para aplicaciones militares. Se desarrollaron el polietileno (PE) y el teflón (PTFE), esenciales por su resistencia a la corrosión y propiedades aislantes. En los años 40 se presentó el tereftalato de polietileno (PET), inicialmente usado en fibras textiles y, posteriormente, en envases. El descubrimiento en los años 50 de la síntesis a baja presión por Ziegler permitió la creación del polietileno de alta densidad (HDPE). A esto se sumó en los años 60 la comercialización del polipropileno (PP) y el

policarbonato (PC), popularizado rápidamente por su durabilidad y transparencia. A partir de la segunda mitad del siglo XX, se consolida la presencia de los plásticos en todos los sectores de consumo, con un concepto de producto desechable, “de usar y tirar”. De hecho, en 1955, la revista *Life* publicó una imagen impactante con un artículo titulado “Vida desechable: los artículos desechables reducen las tareas domésticas” (“*Throwaway Living—Disposable items cut down household chores*”, Life Magazine, August 1st, 1955), en la que aparecía una familia lanzando al aire productos de un solo uso, lo que ilustra la transformación de la sociedad. Los plásticos dejaron de ser sustitutos para convertirse en materiales esenciales. Su ubicuidad es tal que la sociedad moderna resulta inconcebible sin ellos, habiendo impulsado el desarrollo tecnológico y económico global (Landrigan, et al. 2023).

En 2023 la Comisión internacional Minderoo-Mónaco sobre plásticos y salud humana concluyó que los plásticos ponen en peligro la salud humana y del planeta en todas las etapas de su ciclo de vida: desde la extracción de materias primas, la producción primaria, la fabricación de productos, el transporte y el uso, hasta el reciclaje y su posterior eliminación en el medio ambiente (Landrigan et al. 2023).

Según el informe de *Plastic Europe 2025*, la **producción mundial de plásticos** en 2024 alcanzó los 430,9 millones de toneladas (Figura 1), manteniendo la tendencia de crecimiento observada durante la última década. La composición de esta producción se distribuye en 89–90% plásticos de origen fósil y 9–10% plásticos circulares (incluyendo reciclados, bio-basados y procedentes de captura de carbono). China es el mayor productor mundial (34,5%), seguido de Norteamérica (16,3%) y la Unión Europea (12%). Sin embargo, el uso de plástico per cápita es mayor

en América del Norte (195 kg/año) y Europa (187 kg/año) que en China (138 kg/año). La producción europea de plásticos en 2024 se situó en 54,6 millones de toneladas, de las cuales el 15,4% se clasificaron como circulares. Este avance fue impulsado principalmente por el reciclaje post-consumo, que aportó 7,8 millones de toneladas de materia prima reciclada, mientras que el sector bio-basado experimentó un crecimiento minoritario.

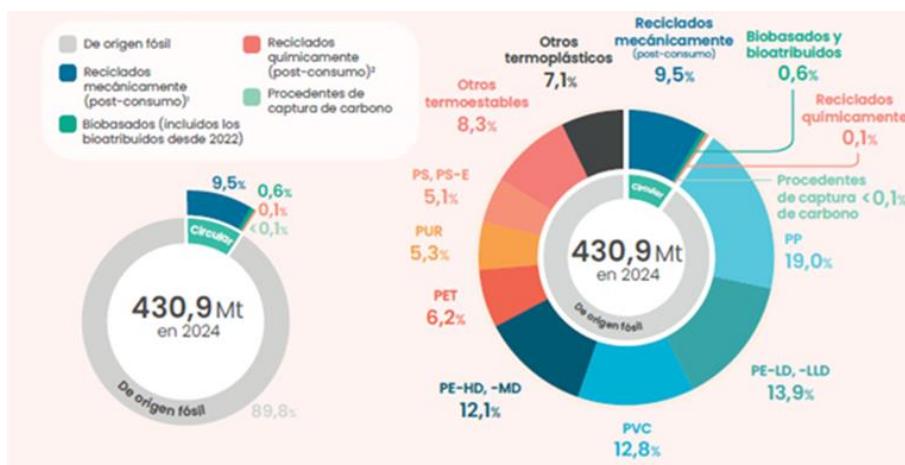


Figura 1: Producción mundial de plásticos (Plastic Europe, 2025).

Los polímeros de mayor producción son el PP (19 %), los dos tipos de PE (26%) y el PVC (13 %). En conjunto representan más del 55 % del plástico producido. Estos polímeros lideran el uso gracias a su versatilidad y bajo coste, dominando sectores como el embalaje, construcción o automoción.

Por otro lado, las categorías de “otros termoestables” (8,6 %), como las resinas epoxi, fenólicas y de poliéster insaturado, están más vinculados a adhesivos y recubrimientos protectores. Los “otros termoplásticos” (7,1 %), como el PC, PA y el ABS (acrilonitrilo butadieno estireno) destacan en aplicaciones como la

automoción, óptica y electrónica. Finalmente, los plásticos reciclados (9,5 %) y bioplásticos o bio-basados (0,6%) reflejan un avance hacia la sostenibilidad, aunque aún limitado frente a la producción de plásticos vírgenes (Figura 1). Los bioplásticos se utilizan cada vez con mayor frecuencia en envases de alimentos (ácido poliláctico-PLA, polihidroxibutirato-PHB) y en la agricultura (poli(butilén adipato-co-tereftalato)-PBAT).

La producción anual mundial de plástico ha aumentado de 2 Mt en 1950 a 430 Mt en 2024. **La producción acumulada de plástico** primario (o virgen) desde 1950 supera las 10 gigatoneladas (Gt). La mitad de todo el plástico fabricado se ha producido desde 2010. Si no se interviene, se proyecta que la producción anual mundial aumente a 976 Mt para el año 2050, y a 1,2 Gt para 2060 (OECD, 2022), lo que supondría doblar la producción actual, estimando que la población mundial pueda llegar a 9.000 millones de habitantes y, teniendo en cuenta las demandas asociadas a dicho crecimiento.

Actualmente existen alrededor de 6.000 Mt de **residuos plásticos en el medio ambiente**, y menos del 10 % se recicla (Figura 2). La mayor parte de los residuos se acumula en entornos naturales o se incinera de forma deficiente, generando contaminación del aire, agua y suelo. Manteniendo las tendencias actuales, la proyección de Geyer et al. (2017) indica que en 2050 se habrán acumulado unos 12.000 Mt de plásticos en vertidos.

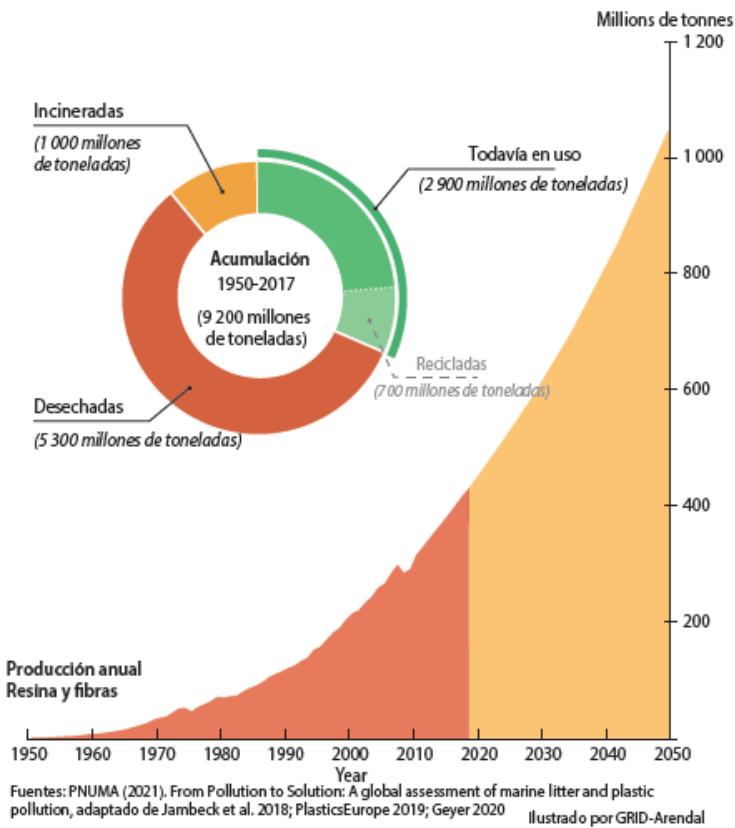


Figura 2: Producción mundial de plásticos, acumulación y tendencias futuras (UNEP, 2021).

Los plásticos desechables de un solo uso, especialmente los materiales de embalaje, son el segmento de producción de plástico de más rápido crecimiento a nivel global. Representan entre el 35 % y el 40 % de la producción actual de plástico y contribuyen desproporcionadamente a la generación de residuos plásticos, suponiendo aproximadamente el 65 % de los plásticos desechados. Según la estimación de Lebreton&Andrady (2019) desde el año 1950 se han liberado entre 70 y 189 Mt de plástico en el océano. De esta cantidad, aproximadamente el 45 % se habría hundido por ser más densos que el agua marina.

Producción de plástico y cambio climático: La industria del plástico es altamente intensiva en energía. En 2018 consumió el 14% del petróleo y el 8% del gas natural primario a nivel global. Se estima que para 2050 esta producción absorberá el 20% de los combustibles fósiles totales. En términos climáticos, su huella de 2,45 Gt de CO₂ eq en 2020 representó el 5% de las emisiones industriales de gases de efecto invernadero (GEI) a nivel mundial (Landrigan et al., 2025).

1.2. Definición y clasificación de microplásticos y nanoplásticos

En el medio ambiente, los residuos plásticos sufren procesos de degradación al estar expuestos a radiación ultravioleta, abrasión mecánica, cambios de temperatura y acción microbiana que conducen a la formación de partículas y fragmentos de menores dimensiones que pueden persistir durante décadas o siglos en el ambiente. La contaminación por partículas, fragmentos o fibras de plásticos abarca desde los denominados macropolásticos (> 25 mm) y mesoplásticos (5 -25 mm) que incluyen botellas, bolsas, artes de pesca, etc. hasta fracciones particuladas más pequeñas denominadas microplásticos (comúnmente < 5 mm) y nanoplásticos (< 1 μm escala submicrométrica/nanométrica) (Figura 3).



Figura 3: Clasificación de las partículas plásticas en función de su rango de tamaño (Kumar et al., 2024).

El término **microplástico** fue propuesto por primera vez en 2004 por el profesor Richard Thompson de la Universidad de Plymouth (Thompson et al, 2004) en un trabajo publicado en la revista Science “*Lost at Sea: Where is the plastic?*”. Los microplásticos se definen como partículas sólidas de plástico o polímero sintético, insolubles en agua, con dimensión máxima entre 1 μm -5 mm (ISO, 2024). Mientras que los **nanoplásticos** corresponden a partículas con dimensiones inferiores a 1 μm . No obstante, esta clasificación basada exclusivamente en el tamaño resulta insuficiente para comprender su comportamiento biológico y toxicológico.

Los microplásticos y nanoplásticos pueden clasificarse según sus fuentes de origen (Cole et al. 2011) en:

- **Primarios**, cuando las partículas son producidas intencionalmente en tamaño micro o nano (por ejemplo, microperlas en cosméticos, partículas abrasivas industriales, nanopartículas utilizadas en investigación o en aplicaciones biomédicas).
- **Secundarios**, derivadas de la fragmentación progresiva de objetos plásticos de mayor tamaño mediante procesos físicos, químicos y biológicos.

Además, se han identificado fuentes de micro y nanoplásticos previamente subestimadas (Hartmann et al. 2019), entre las que destacan:

- **Textiles sintéticos**: el lavado de prendas de poliéster, nylon y acrílico libera millones de microfibras por ciclo de lavado, muchas de las cuales no son completamente retenidas por las plantas de tratamiento de aguas residuales.

- **Desgaste de neumáticos:** considerado actualmente una de las principales fuentes de microplásticos urbanos, con contribución significativa al medio acuático, suelos y aerosoles atmosféricos. Contienen 40–60% de polímeros sintéticos, principalmente caucho de estireno-butadieno (SBR).
- **Envases alimentarios y utensilios de cocina:** el uso repetido, el calentamiento y la abrasión de materiales plásticos pueden liberar micro y nanoplásticos directamente en los alimentos.
- **Bolsas de té, cápsulas de café y botellas plásticas:** estudios recientes han demostrado la liberación de millones de partículas micro y nanométricas durante su uso cotidiano.
- **Pinturas, recubrimientos y materiales de construcción,** que liberan partículas plásticas por desgaste y envejecimiento.
- **Aplicaciones médicas y farmacéuticas,** donde ciertos polímeros pueden generar partículas nanoscales durante su degradación.

Estos hallazgos han ampliado la comprensión de las **vías de exposición humana**, evidenciando que la contaminación por MP y NP no se limita a entornos marinos, sino que está profundamente integrada en la vida cotidiana.

Factores como el tipo de polímero, la forma, la carga superficial, el grado de envejecimiento ambiental y la presencia de aditivos o contaminantes adsorbidos influyen de manera

determinante en su interacción con los sistemas biológicos. Los microplásticos y especialmente los nanoplásticos, presentan una elevada relación superficie/volumen, lo que incrementa su reactividad química y su capacidad para atravesar barreras biológicas, de forma análoga a las nanopartículas diseñadas en el ámbito farmacéutico.

2. Caracterización de los plásticos

2.1. La dimensión química de los plásticos

Todos los polímeros, materiales y productos plásticos están compuestos por sustancias químicas, tanto añadidas de forma intencionada como no intencionada. Estas sustancias pueden liberarse durante la extracción de la materia prima, así como durante la producción, el uso y el fin de la vida útil de los plásticos, causando efectos adversos en la salud humana y el medio ambiente. Esto hace que la composición química afecte a todo el ciclo de vida del plástico. Por consiguiente, las sustancias químicas plásticas deben tenerse en cuenta a la hora de abordar la contaminación por plásticos y de implementar acciones para la transición hacia una economía del plástico más sostenible. El ignorar la **dimensión química** da lugar a que no se puedan prevenir y mitigar los efectos negativos de los plásticos sobre la salud humana y el medio ambiente (Monclús et al. 2025).

Los monómeros plásticos (etileno, propileno, estireno) derivan principalmente de recursos fósiles que luego reaccionan (polimerizan) para producir polímeros (polietileno, polipropileno y poliestireno) que forman la base de un material plástico. En las reacciones de polimerización se suele utilizar una mezcla de sustancias de partida es decir, monómeros, catalizadores y coadyuvantes de procesamiento. Para producir materiales plásticos, se añaden otras sustancias químicas, como estabilizadores. Esto crea el llamado polímero a granel, generalmente en forma de

gránulos o granza (*pellets*) o bien polvo de preproducción. El polímero a granel se procesa posteriormente para obtener productos plásticos mediante etapas de composición y conformado, como la extrusión y el moldeo por soplado. También se añaden otras sustancias químicas, en particular aditivos, para lograr las propiedades deseadas de los productos plásticos. Es importante destacar que dichos aditivos fueron cruciales para crear materiales comercializables en el desarrollo inicial de los plásticos, y se requirió un considerable esfuerzo científico para estabilizar los primeros plásticos. A lo largo de este proceso, se utilizan coadyuvantes de procesamiento para facilitar la producción de plásticos (Wagner et al, 2024).

Según la OMS y el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (UNEP, 2023), se han identificado más de 13.000 sustancias químicas asociadas a la producción de plásticos, de las cuales al menos 3.200 presentan propiedades preocupantes por su toxicidad.

Los aditivos se utilizan para conferir propiedades específicas: flexibilidad, color, resistencia al fuego o protección contra la degradación UV. Sin embargo, estos componentes no suelen estar unidos químicamente al polímero, lo que facilita su lixiviación al entorno.

En el año 2025 se ha publicado el **Inventario PlastChem** (Monclús et al. 2025), en el que se integra información de bases de datos regulatorias, literatura científica y registros industriales. **Se catalogaron 16.325 sustancias químicas que se utilizan intencionadamente en la producción de plásticos o que se han detectado como sustancias añadidas de forma no intencionada (NIAS).**

Las sustancias se dividieron en cuatro categorías principales según su rol en la cadena de producción:

- Aditivos (5.776 sustancias): Compuestos para dar color, flexibilidad o resistencia.
- Ayudas de proceso (3.498 sustancias): Compuestos usados durante la fabricación, pero no destinados a permanecer en el producto final.
- Sustancias de partida (1.975 sustancias): Monómeros y precursores.
- NIAS e intermedios (1.788 sustancias): Subproductos de reacción o contaminantes.

Los resultados muestran una realidad inquietante, especialmente por la magnitud de las “sustancias químicas de alta preocupación” (*SVHC substances of very high concern, REACH*). El hallazgo más impactante del estudio de Monclús et al. (2025) es que al menos **4.219 sustancias químicas del plástico, aproximadamente el 25%, se clasifican como "químicos de preocupación"**. Estas sustancias cumplen con al menos uno de los criterios de alta peligrosidad (PBMT) definidos por agencias internacionales:

- Persistencia: No se degradan en el medio ambiente.
- Bioacumulación: Se acumulan en los tejidos de organismos vivos.
- Movilidad: Se propagan fácilmente a través del ciclo del agua.

- Toxicidad: Causan daños directos a la salud o al ecosistema.

De las sustancias de preocupación identificadas:

- 2.421 (57%) son tóxicas para la salud humana, incluyendo 1.489 clasificadas como CMR (cancerígenas, mutagénicas o tóxicas para la reproducción) y 47 como disruptores endocrinos confirmados.
- 2.760 (65%) son tóxicas para organismos acuáticos, lo que pone en riesgo la base de la cadena alimentaria global.

Se identificaron **15 familias químicas donde más del 40% de sus integrantes son peligrosos**. Estos grupos incluyen ftalatos, bisfenoles y retardantes de llama bromados, pero también grupos menos reconocidos públicamente, como ciertos estabilizadores de luz y antioxidantes específicos.

Esto supone un **vacío de conocimiento crítico**. Para más de 10.000 de las 16.000 sustancias identificadas, no existen datos de peligro públicos o clasificaciones regulatorias claras. Esto significa que la cifra de 4.200 productos químicos peligrosos es, con toda probabilidad, una subestimación conservadora.

Conflictos con la Economía Circular, la complejidad química es el mayor obstáculo para el reciclaje. Si un plástico contiene aditivos tóxicos, su transformación en un nuevo producto, como un juguete o un envase alimentario, puede introducir riesgos químicos inaceptables. La **circularidad no puede ser solo física, debe ser química y segura**.

En estudios realizados en plásticos de un solo uso, se ha comprobado que los **plásticos compostables y reciclados** empleados en bolsas biodegradables de polibutileno-adipato-tereftalato (PBAT) y ácido poliláctico (PLA) no ofrecen inherentemente una mayor seguridad química ambiental que el polietileno (PE) convencional, y a menudo conllevan riesgos de toxicidad similares o superiores. Los resultados indican que los plásticos compostables evaluados contienen más aditivos químicos, como ortoftalatos y retardantes de llama organofosforados (OPFR), y presentan una mayor toxicidad a corto plazo para los invertebrados marinos. Por otra parte, el PE reciclado suele contener niveles más altos de metales pesados. Por lo que, si bien están diseñados para reducir los residuos en el medio ambiente, tanto las alternativas compostables como las recicladas no necesariamente reducen los peligros químicos y ecotoxicológicos como la generación de microplásticos y las sustancias liberadas en lixiviados al medio ambiente (Beiras et al., 2025).

En la evaluación de los riesgos para la salud humana asociados a los aditivos presentes en los microplásticos, se ha estimado la **bioaccesibilidad y biodisponibilidad** mediante un modelo *in vitro* de digestión gastrointestinal UBM (*Unified Bioaccessibility Method*) modificado con una membrana de diálisis para simular la absorción intestinal. Los microplásticos de origen biológico, como el PHB y PLA, pueden liberar metales pesados (Cr, Pb, Cd, Zn, entre otros) durante su digestión en el estómago e intestino, lo que supone posibles riesgos para la salud, en particular a través del efecto "caballo de Troya". Si bien la bioaccesibilidad (fracción disuelta en fluidos gastrointestinales) puede ser alta, la biodisponibilidad (la fracción absorbida en el torrente sanguíneo) es una medida más precisa del impacto real en la salud al tener en cuenta el cruce de la barrera intestinal. Los bioplásticos vírgenes o

envejecidos no representaron riesgos relevantes, pero los MP que han adsorbido metales en el ambiente sí pueden suponer un riesgo, especialmente por Cd y Co, siendo los plásticos tipo polihidroxibutirato (PHB) los que presentaron mayores riesgos que el PLA (Terán-Baamonde et al. 2026). También se llevó cabo el estudio con aditivos orgánicos incluyendo 38 sustancias utilizadas en la fabricación de plásticos, observando que los MP de biopolímeros liberaron cuatro veces más aditivos en los fluidos gastrointestinales que el polietileno. Se encontraron altos índices de bioaccesibilidad y biodisponibilidad oral para tributil fosfato (TnBP) y dietiltalato (DEP), observando la liberación de una mayor concentración de aditivos después de procesos de reciclaje y envejecimiento en medio marino (Sánchez-Piñero et al., 2025).

Transferencia de contaminantes químicos desde los residuos plásticos al medio marino. En la primera evidencia sistemática de la relevancia del transporte de contaminantes orgánicos, se estudió la desorción de una amplia variedad de contaminantes regulados y emergentes (más de 90 compuestos, incluyendo hidrocarburos aromáticos policíclicos-PAHs, bifenilos policlorados-PCBs, plaguicidas, productos de cuidado personal, aditivos plásticos) desde distintos polímeros al agua de mar y el contenido residual que permanece en el plástico. Los resultados demostraron que los residuos plásticos en ambientes litorales pueden actuar como un reservorio químico y liberar contaminantes al agua de mar, especialmente los de menor hidrofobicidad, mientras que los contaminantes más persistentes pueden movilizarse posteriormente a sedimentos o biota. Los contaminantes con mayor potencial de transferencia fueron por este orden, los productos de cuidado personal, aditivos plásticos, plaguicidas de uso actual y PAHs. La liberación rápida de contaminantes en la columna de agua aumenta la biodisponibilidad

de sustancias tóxicas para los organismos marinos y el riesgo ecotoxicológico (León et al., 2018).

Como se concluye de los estudios recientemente publicados, simplemente reemplazar el plástico convencional con versiones compostables o recicladas no garantiza un resultado ambiental más seguro con respecto a la exposición a sustancias químicas. Es necesaria una mayor **transparencia de la industria en la fabricación de los productos plásticos**, declarando la composición química completa; **aplicar el principio de precaución**, restringiendo el uso de sustancias sospechosas o de preocupación para la salud humana y ambiental; **diseño seguro para sustituir aditivos tóxicos por alternativas más inocuas**; en la gestión de residuos, evitar que **plásticos con aditivos peligrosos entren en la economía circular** a través del reciclaje, para no perpetuar su toxicidad.

2.2. Plasisfera, ecocorona y biocorona en micro y nanoplásticos

La investigación actual aborda un cambio conceptual clave en el estudio de los micro- y nanoplásticos, que **no deben considerarse como partículas inertes** y donde su toxicidad ambiental no depende únicamente del polímero, sino de las interfaces biológicas y fisicoquímicas que adquieren en el ambiente y en su contacto con los organismos vivos. En este marco se consideran dos estructuras críticas: la **plasisfera**, como el biofilm microbiano que se desarrolla sobre micropartículas y la **ecocorona** definida como la capa de biomoléculas y materia orgánica natural que recubre micro y nanoplásticos. Estas capas modifican el comportamiento ambiental, la biodisponibilidad y la toxicidad de MP y NP, con implicaciones directas para la salud humana y los ecosistemas (Shi et al, 2023).

Los componentes naturales y también los contaminantes del entorno pueden adsorberse en la superficie de los MNP y formar **ecocoronas** (Figura 4), que consisten en iones metálicos, sales inorgánicas, materia orgánica natural y contaminantes orgánicos persistentes (PCBs, PAHs, etc.), lo que facilita su transporte en ecosistemas acuáticos y terrestres y puede aumentar la toxicidad combinada cuando los plásticos llegan a organismos vivos (Cao et al, 2022).

Cuando los MNP entran en contacto con sistemas biológicos, pueden interactuar con biomoléculas como proteínas, lípidos y ácidos nucleicos, para reemplazar algunos de los constituyentes de las ecocoronas y formar **biocoronas** en la superficie de las partículas.

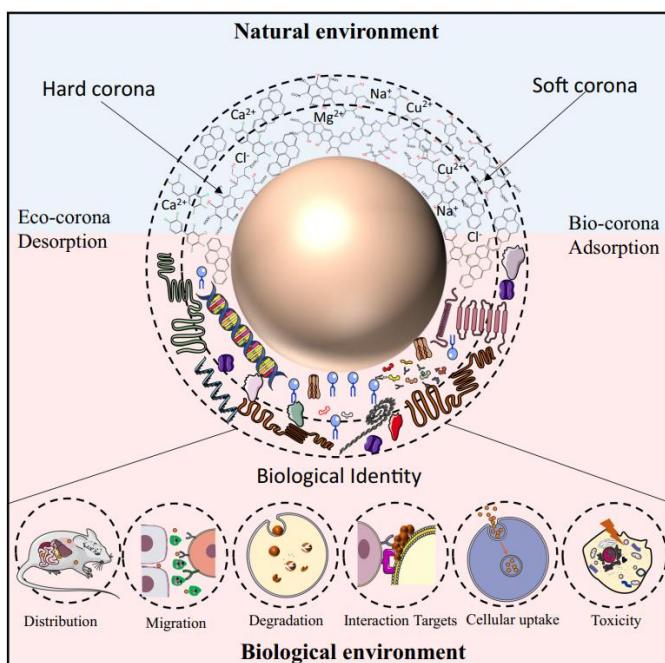


Figura 4: Ecocoronas y biocoronas (Cao et al. 2022).

Los MNP con corona pueden ser más dañinos, porque actúan como vectores que transportan otras sustancias peligrosas. La corona modifica su tamaño efectivo, su carga superficial y su afinidad por membranas biológicas. Esto cambia las condiciones en las que son reconocidos y procesados por células y organismos.

Las estructuras de corona ofrecen nuevas identidades ambientales o biológicas para MNP e influyen en su distribución, migración, degradación, dianas de interacción, internalización celular y toxicidad en los organismos, lo que puede aumentar la biodisponibilidad de toxinas para organismos acuáticos y terrestres. Esto cambia profundamente cómo se debe evaluar el riesgo de estos contaminantes, no es suficiente estudiar la partícula sola, hay que evaluar el papel de lo que lleva adsorbido. Por lo que se debe **integrar la corona en modelos de evaluación de riesgo** y toxicidad de micro y nanoplásticos.

La caracterización completa de coronas es un reto analítico, siendo necesarios métodos avanzados. Se requieren múltiples técnicas (espectroscopía, microscopía, espectrometría de masas de alta resolución HRMS, LC-MS, ICP-MS, etc.) para identificar la composición química y estructural de estas coronas.

Aunque la biomasa de la plasisfera representa menos del 0,2 % de la biomasa total del océano, la biomasa de la plasisfera podría considerarse como menos del 1 % de los plásticos detectados en el medio marino. Los diversos microorganismos de la comunidad de biopelículas de la plasisfera pueden alterar sus funciones y metabolismos en el medio ambiente y propagar potencialmente bacterias patógenas que pongan en peligro la salud pública. Por lo tanto, es fundamental comprender la ecología de la plasisfera para gestionar mejor las posibles ramificaciones adversas de la contaminación plástica (Shi et al, 2023).

La superficie polimérica del plástico proporciona un sustrato duradero que permite la adhesión de microorganismos, los cuales pueden ser transportados a largas distancias. Así, la **plastisfera** está compuesta por bacterias, arqueas, eucariotas y microfauna, organizadas en una matriz de sustancias poliméricas extracelulares. Presenta comunidades microbianas distintas del medio circundante, con especies únicas y firmas microbianas específicas. Su estructura y diversidad dependen del tipo de polímero, tamaño y rugosidad del microplástico; condiciones ambientales (pH, salinidad, nutrientes); tiempo de exposición y envejecimiento del plástico (Lacerda et al. 2025). Su importancia ecológica y toxicológica radica en su capacidad para comportarse como núcleos (*hotspots*) de genes de resistencia a antibióticos (ARGs) y potenciales patógenos, favorecido por la alta densidad celular y el contacto cercano entre microorganismos, pudiendo actuar como vector de microorganismos y contaminantes a largas distancias (Lenoble et al., 2024). Además, pueden modificar la capacidad de los MP para adsorber metales pesados, pesticidas y contaminantes orgánicos, alterando su toxicidad (Shi et al, 2023).

En un estudio de exposición de plásticos en el medio marino realizado en el puerto de Ares (A Coruña), uno de los hallazgos más relevantes reportados fue la rapidez de la colonización microbiana, detectable a los 7 días de exposición, siguiendo un patrón global observado en otros ecosistemas marinos. Es fundamental destacar que las comunidades asociadas a los plásticos resultaron ser significativamente distintas de las presentes en el agua de mar circundante, tanto en su riqueza como en su estructura. **Esto confirma que el plástico actúa como un sustrato ecológico selectivo y no como una superficie pasiva, forzando una diferenciación clara entre el microbioma del agua y el de la plastisfera** (Lacerda et al. 2025).

3. Retos metodológicos en Química Analítica para la caracterización de micro y nanoplásticos

Desde el punto de vista de la Química Analítica, los micro y nanoplásticos (MNP) representan uno de los analitos más complejos abordados en la última década, ya que presentan una heterogeneidad extrema en tamaño (desde nanómetros hasta milímetros), forma (incluyen partículas, fragmentos, fibras), variada composición química polimérica y de sustancias añadidas, densidad, estado de envejecimiento y química superficial. Esta complejidad supone un reto para la metrología analítica ambiental y de medios biológicos, ya que la cuantificación fiable depende de métodos capaces de identificar, cuantificar y caracterizar partículas a escalas espaciales y de masa muy distintas. **No existe una técnica única** capaz de cubrir todo el rango de tamaños, ni todas las dimensiones de interés, por lo que **se requiere la combinación estratégica de múltiples métodos** (Figura 5), teniendo en cuenta que las métricas habituales (masa, número y área de las partículas) no son comutables y que, con frecuencia, el sesgo por tamaño domina el resultado.

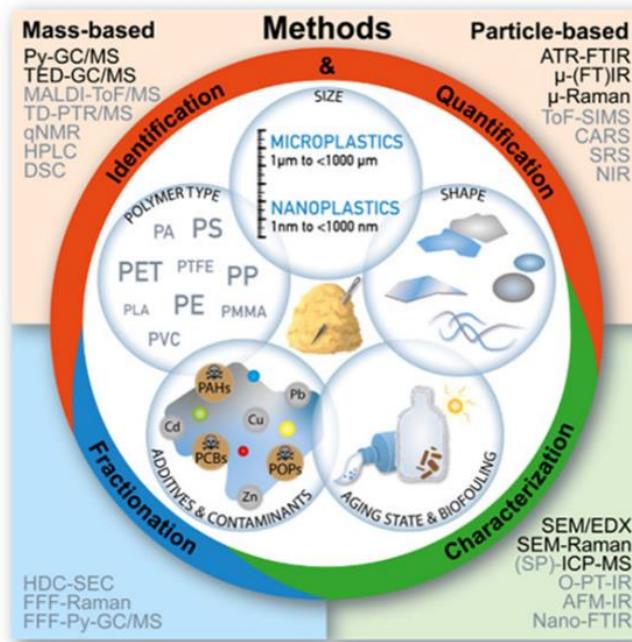


Figura 5: Caracterización química de microplásticos y nanoplasticos (Ivleva, 2021).

El análisis preciso de microplásticos y especialmente el de nanoplasticos se encuentra aún en sus inicios y supone un desafío metodológico, a pesar de los numerosos estudios sobre el tema. Un punto crítico es la **falta de estandarización en los métodos de muestreo y análisis**, lo que dificulta la comparación de los datos globales. Actualmente, se están estableciendo a nivel internacional criterios y directrices clave para las metodologías en este campo bajo normas ISO y ASTM, validando métodos, estableciendo las fuentes de incertidumbre de medida y desarrollando materiales de referencia (MR) y estudios de intercomparación de laboratorios, imprescindibles para la evaluación de las metodologías de análisis (Ciornii et al. 2025). Se plantean dificultades analíticas relacionadas con la variabilidad de los analitos que hace imposible un único enfoque de muestreo y análisis validado universalmente, por lo que

deben desarrollarse protocolos específicos para cada tipo de matriz y objetivo del análisis. La abundancia de partículas puede variar hasta 10 órdenes de magnitud según tamaño y matriz, lo que condiciona los métodos de muestreo y análisis.

El análisis de muestras es un proceso de varios pasos que incluye la toma de muestra, la extracción y separación de partículas plásticas, y la cuantificación de estas. Para obtener resultados fiables y comparables, es fundamental contar con estrategias de muestreo adecuadas a las diferentes matrices de muestra (agua, particulado atmosférico, sedimentos, biota, tejidos biológicos) (Caldwell et al., 2022). El **muestreo** constituye una de las principales fuentes de incertidumbre en el análisis de MNP y debe considerarse una parte integral del método analítico. La naturaleza particulada de estos contaminantes introduce problemas específicos de heterogeneidad espacial, segregación por tamaño, sedimentación diferencial y agregación. Además, la ubicuidad ambiental de los plásticos incrementa el riesgo de contaminación cruzada durante el muestreo.

No existen métodos de muestreo estandarizados, salvo dos normas ASTM propuestas en 2020 para aguas, una para la recogida de muestras (ASTM 2020a), y otra para la preparación de las muestras (ASTM 2020b), que cubre rangos bajos, medios y altos de sólidos en suspensión en el agua. Para el muestreo de agua superficial, especialmente en medio marino, suele utilizarse con frecuencia una red de arrastre de manta o una red de Neuston con tamaño de malla de 330 μm , o bien sistemas de bombeo para filtrar grandes volúmenes de agua *in situ* en la superficie o en columna de agua (Figura 6). En el caso de las partículas atmosféricas, la recolección de muestras puede realizarse de forma pasiva en un depósito adecuado (como un embudo de acero inoxidable) o de

forma activa mediante el uso de sistemas de bombeo (López-Rosales, 2024).

En suelo y sedimentos, se emplean palas, dragas tipo Van Veen o Box Corers para recoger un volumen definido para su posterior análisis. En el caso de biota y tejidos biológicos, el muestreo se adapta a las características de la muestra. Los principios analíticos básicos que deben regir el muestreo incluyen el uso exclusivo de materiales no plásticos en contacto con la muestra, filtración de disolventes, limpieza específica del material, minimización de las transferencias de muestra, la aplicación sistemática de blancos de campo y de transporte, y la definición explícita del límite inferior de tamaño retenido durante el muestreo. Este límite de tamaño condiciona todas las etapas posteriores del análisis y debe ser coherente con las capacidades de la técnica instrumental seleccionada (Prata et al., 2019).

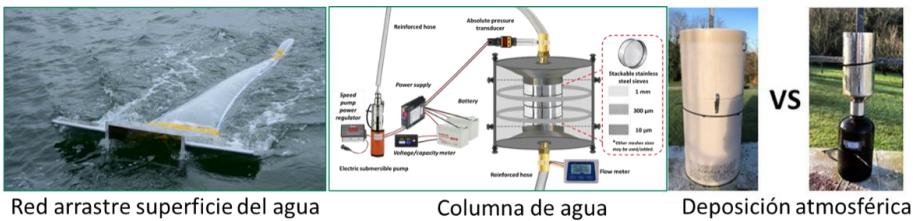


Figura 6: Ejemplos de sistemas de muestreo aguas y deposición atmosférica.

La elección del método de análisis suele definir el resultado, más que la propia muestra. El **pretratamiento de la muestra es crítico** y una de las principales fuentes de incertidumbre analítica. Las etapas de preconcentración y eliminación de matrices orgánicas e inorgánicas son complejas, más aún cuanto menor es la dimensión de las partículas. Por otra parte, en el proceso de análisis existe riesgo de pérdida preferencial de partículas pequeñas o de alteración química de polímeros sensibles, además de la

contaminación de la muestra por partículas y fibras ambientales (incluso en el ambiente de laboratorio y los reactivos empleados), lo que distorsiona los resultados si no se controlan meticulosamente (Hossain & Sahajwalla, 2026).

Las etapas de digestión de la matriz, separación y fraccionamiento condicionan el rango de tamaños accesible, la recuperación de partículas y la posible alteración química de los polímeros. En matrices complejas como sedimentos, suelos y muestras biológicas, la eliminación de materia orgánica es imprescindible para permitir la posterior identificación de partículas plásticas. Las estrategias más empleadas incluyen digestiones químicas oxidativas (peróxido de hidrógeno, reactivo de Fenton), tratamientos alcalinos (KOH, NaOH), tratamientos ácidos y digestiones enzimáticas. Estas últimas son más selectivas y compatibles con nanoplásticos, pero son más costosas y requieren más tiempo de análisis, necesitando en algunos casos varios días (López –Rosales, et al. 2021, 2026). Además, se emplean procedimientos de separación por densidad con distintas sales (disoluciones saturadas de NaCl, ZnCl₂, CaCl₂, NaI, politungstato sódico) y de filtración secuencial, adecuados principalmente para micropolímeros. Sin embargo, el uso de disoluciones de baja densidad (NaCl) limita la recuperación de polímeros de alta densidad y de partículas envejecidas, mientras que disoluciones de alta densidad (ZnCl₂, NaI) introducen problemas de toxicidad, coste y gestión de residuos. Estas condiciones influyen directamente en la selectividad del método y su efectividad debe ser evaluada mediante ensayos de recuperación analítica.

Desde el punto de vista analítico, la etapa de **preparación de la muestra representa un compromiso crítico entre la eficacia de eliminación de la matriz, la preservación de la integridad del polímero y la recuperación eficiente de las partículas.**

De forma general, en el pretratamiento de la muestra se han identificado problemas en los procedimientos de digestión química que pueden alterar los polímeros y producir pérdidas no cuantificadas de partículas en la etapa de separación, especialmente las de dimensiones menores ($<20\text{ }\mu\text{m}$), adsorción al material de laboratorio y sistemas de filtración de muestra, contaminación de fondo del ambiente de laboratorio y del procedimiento de análisis, entre otros. Además, muchos métodos empleados actualmente no cumplen los criterios básicos de validación analítica ya que carecen de estudios sistemáticos de evaluación de la recuperación, repetibilidad, incertidumbre y límite de detección. **Sin control metrológico del procedimiento analítico, el dato final carece de trazabilidad** (Hossain&Sahajwalla, 2026).

En cuanto a la **detección, identificación y cuantificación** de los MNP en la Figura 7 se muestran las técnicas analíticas más empleadas para la determinación de partículas plásticas en función de su tamaño. Destacan 2 tipos principales y ampliamente utilizadas en la actualidad, las basadas en medida de partículas o de masa.

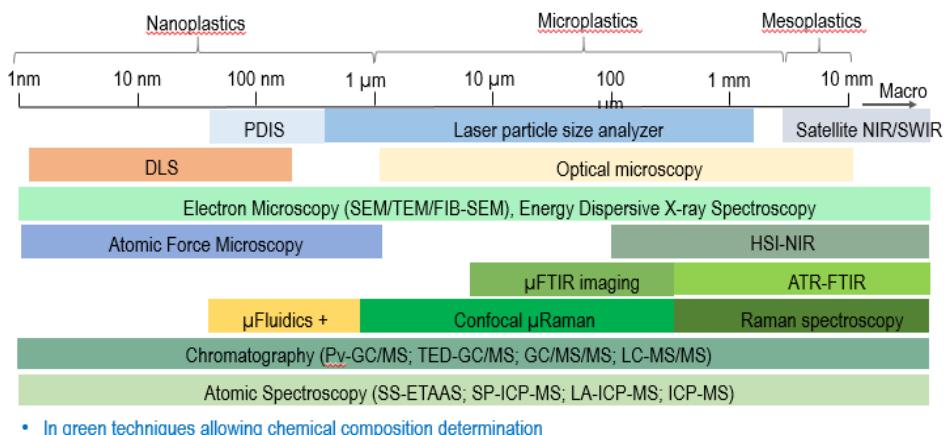


Figura 7. Técnicas analíticas para la determinación de partículas plásticas en función de su tamaño.

En los métodos basados en partículas, se utiliza principalmente la espectroscopia vibracional, infrarrojos (FTIR) y Raman, en diversas configuraciones. La medida por **ATR-FTIR** (reflexión total atenuada) simplifica el tratamiento de la muestra respecto a la determinación convencional por transmitancia, facilitando el análisis directo de fragmentos, granza o fibras. Su principal limitación es debida a que se requiere el contacto físico del ATR con la superficie de la muestra; si la partícula es demasiado pequeña ($< 100 \mu\text{m}$) su manipulación manual resulta extremadamente difícil, siendo preferible en esos casos el uso de microscopios FTIR. La combinación de microscopía con espectroscopia vibracional, **micro-FTIR** y **micro-Raman**, permite la identificación del tipo de polímero y la caracterización morfológica detallada (tamaño y forma) de cada partícula analizada. Pero presenta limitaciones analíticas bien definidas entre las que destacan: la resolución espacial restringe el análisis de partículas pequeñas (especialmente por debajo de $10-20 \mu\text{m}$ en micro-FTIR y $1 \mu\text{m}$ en micro-Raman), los tiempos de análisis son elevados (una muestra puede llevar horas o incluso días, dependiendo del número de partículas) y la identificación puede verse comprometida por interferencias debidas a pigmentos, cargas minerales, biofilms o productos de degradación superficial. A pesar de ello, estas técnicas se consideran en la actualidad herramientas esenciales en el análisis de MNP para su identificación morfológica y química, y su capacidad de automatización (Primpke et al., 2020).

Una técnica emergente es la espectroscopía infrarroja con láser sintonizable de cascada cuántica (**QCL-LDIR**) que se presenta como una de las herramientas más prometedoras para la identificación automatizada de microplásticos ($>10-20 \mu\text{m}$), ofreciendo una alta velocidad de análisis y una imagen química de las partículas analizadas. En la Figura 8 se muestra un ejemplo del análisis QCL-LDIR (López-Rosales et al. 2025b).

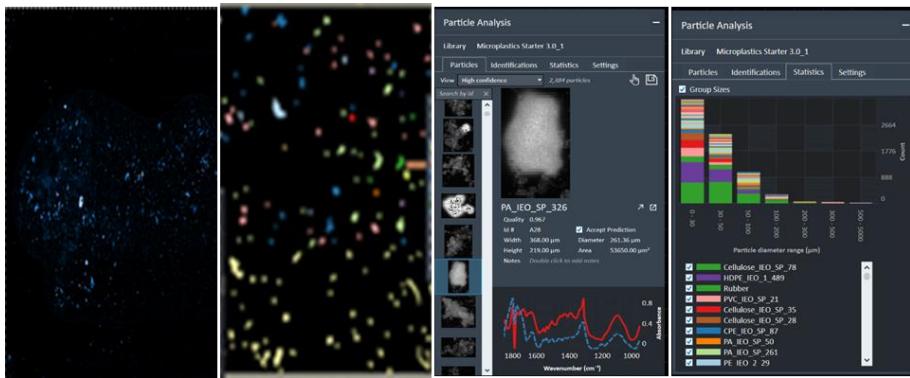


Figura 8: Ejemplos de resultados obtenidos en la caracterización de microplásticos mediante QCL-LDIR.

Por su parte la **espectroscopía Raman** se ha consolidado como una de las técnicas más empleadas para la identificación química de microplásticos pequeños, debido a su elevada resolución espacial, que permite analizar partículas de tamaño micrométrico e incluso submicrométrico. Sin embargo, su aplicación a nanoplásticos presenta aún retos importantes, como la fluorescencia de la matriz y la limitada intensidad de señal, lo que ha promovido el desarrollo de variantes como Raman intensificada en superficie **SERS** (*Surface-Enhanced Raman Scattering*).

En la identificación de microplásticos mediante QCL-LDIR, la correlación **HQI** (*Hit Quality Index*) **determina la similitud espectral entre cada partícula y las bibliotecas de referencia** y es un parámetro clave para minimizar errores de asignación. Se ha demostrado que umbrales de $\text{HQI} \leq 0,85$ generan una sobreestimación significativa por falsos positivos en la cuantificación (Figura 9), con recuperaciones aparentes de hasta 180% en ensayos de sobrecarga. El uso de un criterio más restrictivo ($\text{HQI} \geq 0,90$) reduce sustancialmente las identificaciones erróneas (recuperaciones $> 75\%$), aunque implica aceptar una fracción de partículas no asignadas mayor. Por ello, se recomienda $\text{HQI} \geq 0,90$ como criterio mínimo de identificación positiva en análisis QCL-LDIR, con el fin

de mejorar la fiabilidad y comparabilidad de los resultados (López-Rosales et al. 2024, 2025b).



Figura 9: Ejemplos de asignaciones de confianza alta, media y baja del polietileno (PE) según el umbral seleccionado para el índice de coincidencia (HQI) en LDIR (López-Rosales et al. 2024).

La técnica QCL-LDIR con la **identificación automatizada del tipo de polímero** basada en el espectro, proporciona una alta precisión en la identificación de polímeros (superior al 97 %), sin necesidad del extenso análisis manual de cada partícula. Una estrategia para reducir el número de partículas a analizar en la muestra o en el filtro, es realizar un submuestreo. En lugar de medir todas las partículas, se seleccionan áreas específicas del filtro o un subconjunto de partículas de la muestra, lo que permite una cuantificación de alto rendimiento de microplásticos en muestras con alta carga de partículas. Como avance novedoso, se ha introducido el concepto de submuestreo “basado en la muestra” reduciendo los errores relativos a <25% para número total y tamaños de partículas (López-Rosales et al. 2025a). Otra aportación novedosa en este campo, es la estimación de masa a partir del recuento del número de partículas en base a la información de las imágenes químicas 2D reportada en QCL-LDIR, reduciendo los errores a <20% en conjuntos de 20–1500 μm (rangos poco probados antes). Esto supone una clara mejora con respecto a otras aproximaciones que se aplican en la actualidad, permitiendo una estimación más fiable de la masa. Además, se ha desarrollado una

aplicación NOMME (*Number of Microplastics and Mass Estimation*) de libre acceso en Zenodo para su implementación (Ferreiro et al. 2025).

La cuantificación en términos de masa de polímero mediante **técnicas termoanalíticas**, como la pirolisis o la desorción térmica acopladas a cromatografía de gases y detección por espectrometría de masas (Py/TD-GC/MS), ofrecen elevada sensibilidad, robustez química, reducido tratamiento de muestra y aplicabilidad a partículas muy pequeñas, incluidos los nanoplásticos, pero sacrificia completamente la información sobre número, tamaño y morfología y son sensibles a interferencias de la matriz orgánica residual. Desde una perspectiva analítica, ofrecen ventajas significativas en matrices complejas y para partículas muy pequeñas, donde el análisis partícula a partícula es inviable, pero requiere una validación cuidadosa de la selectividad de los marcadores de pirólisis empleados (Figura 10). Además, permiten en la misma muestra la detección de aditivos asociados a los plásticos y los productos de degradación. Por lo que ambas técnicas, vibracionales y termoanalíticas, se consideran complementarias para el análisis efectivo de MNP (Ivleva, 2021).

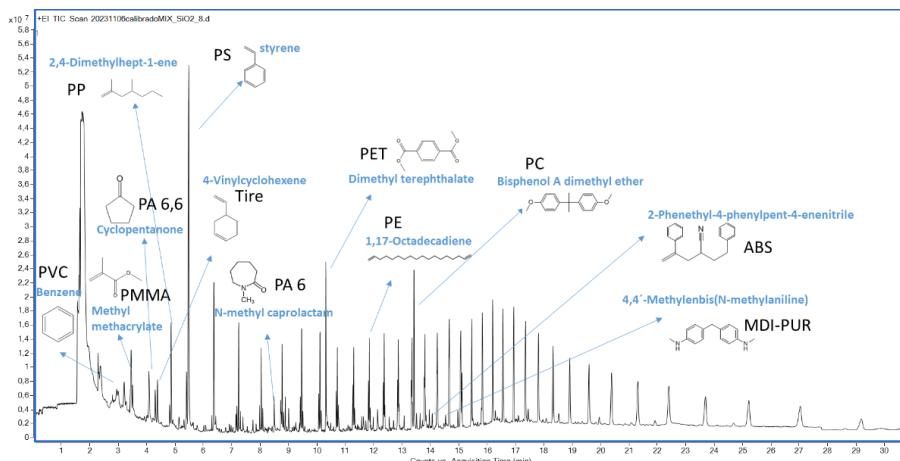


Figura 10: Pirograma (Py-GCMS) de patrones de polímeros y sus marcadores (QANAP-UDC)

Para la caracterización de **nanoplásticos en suspensión**, técnicas como la **dispersión dinámica de la luz (DLS, Dynamic Light Scattering)** y el **análisis de seguimiento de nanopartículas (NTA, Nanoparticle Tracking Analysis)**, ofrecen información sobre el tamaño hidrodinámico y la distribución de tamaños de las partículas. Estas técnicas permiten el análisis rápido de suspensiones coloidales y son especialmente útiles para estudios comparativos o de comportamiento agregado, aunque no proporcionan información química específica sobre la naturaleza polimérica de las partículas. La técnica de **fraccionamiento en campo de flujo (FFF, Field-Flow Fractionation)**, representa una aproximación prometedora para la separación y caracterización de microplásticos pequeños y nanoplásticos en matrices complejas.

La microscopía electrónica de barrido (SEM), frecuentemente combinada con la espectrometría de dispersión de energía de rayos X (EDS), constituye una herramienta fundamental para la caracterización morfológica y elemental de microplásticos pequeños y nanoplásticos. SEM proporciona imágenes de alta resolución que permiten evaluar el tamaño, la forma y el estado superficial de las partículas, mientras que EDS aporta información semicuantitativa sobre su composición elemental. No obstante, la identificación química de polímeros mediante SEM-EDS es indirecta y suele requerir la combinación con otras técnicas espectroscópicas. Igualmente, otras técnicas como la microscopía electrónica de transmisión (TEM) y la de fuerza atómica **AFM (Atomic Force Microscopy)**, proporcionan caracterizaciones detalladas de superficies e información estructural, pero están asociados a altos costes, compleja preparación de muestras y la necesidad de una formación extensa del operador, lo que los hace más adecuados para estudios confirmatorios avanzados.

Un aspecto crítico, a menudo subestimado, es el **impacto del envejecimiento ambiental de los plásticos** en la fiabilidad de la identificación analítica. La alteración química de la superficie de los polímeros mediante procesos de fotooxidación, hidrólisis y degradación mecánica modifica de forma sustancial las señales características espectroscópicas en FTIR y Raman, generando nuevos grupos funcionales (carbonilos, hidroxilos) y alterando la intensidad relativa de las señales. En consecuencia, la utilización de bibliotecas espectrales basadas exclusivamente en polímeros vírgenes introduce un sesgo sistemático que puede conducir a errores de identificación y asignaciones ambiguas del tipo de polímero. La **necesidad de bibliotecas espectrales de polímeros envejecidos**, representativas de condiciones ambientales reales, emerge así como una prioridad analítica ineludible (Fernández-González et al. 2021). Un claro ejemplo de este problema, son los errores en la identificación del policloruro de vinilo (PVC), que representa aproximadamente el 19% de la producción mundial de plásticos, y que suele ser infraestimado en los análisis ambientales. Un hallazgo crítico ha sido la demostración de que el espectro FTIR del PVC envejecido se asemeja significativamente al del polietileno (PE), debido a que la descoloración deriva en una estructura tipo poliolefina, lo que causa errores sistemáticos de identificación y cuantificación al confundir PVC envejecido con PE (Figura 11). También se ha observado el envejecimiento en condiciones ambientales de los principales polímeros utilizados en envases (PE, PP, PS, PET), con variaciones en los grupos funcionales que producen cambios espectrales que dificultan la identificación por FTIR respecto a polímeros vírgenes. Sin considerar estos cambios producidos por el envejecimiento, entre el 20% y el 70% de las partículas plásticas ambientales pueden ser erróneamente identificadas. La creación de librerías *ad-hoc* con estándares envejecidos en condiciones ambientales mejora drásticamente la

detección. En esta línea se ha desarrollado una librería con más de 6.000 espectros ATR-FTIR y Raman de polímeros envejecidos disponible en acceso abierto en Zenodo (Lenz et al, 2023).

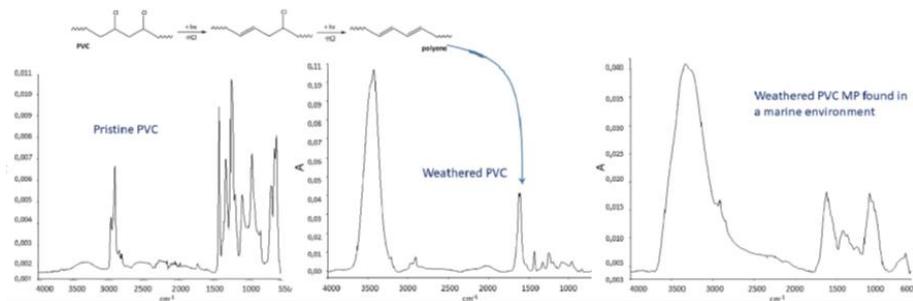


Figura 11: Espectros FTIR de PVC prístico y envejecido en el que se observa el efecto de fotodegradación (Fernández-González et al., 2022).

3.1. Armonización internacional en el análisis de Microplásticos

La estandarización de los protocolos para el análisis de microplásticos ha avanzado significativamente con la publicación de la norma ISO 24187 (2023), adoptada en España en 2024 (UNE-EN ISO 24187). Este documento establece los principios generales para la armonización y comparabilidad de resultados en diversas matrices ambientales, priorizando criterios orientativos según los objetivos del estudio en lugar de un procedimiento único.

La normativa da pautas para la separación y digestión de muestras, con el fin de preservar la integridad de los polímeros. Indica la separación por densidad (NaCl , ZnCl_2 , NaI , CaCl_2) y la eliminación de materia orgánica, mediante oxidantes suaves (reactivo de Fenton o H_2O_2) o métodos enzimáticos para evitar la degradación térmica o química de los MP. En cuanto a las metodologías de detección y caracterización, se distinguen dos enfoques principales, técnicas de

espectroscopía vibracional FTIR y Raman para el análisis de partículas, y termoanalíticas (Py-GC/MS y TD-GC/MS) para el análisis basado en masa, destacando la precisión de la pirólisis y la capacidad de carga de muestra de la desorción térmica. Como soporte, se sugieren técnicas complementarias como ICP-MS (para aditivos metálicos y desgaste de neumáticos) y HPLC o TGA-DSC para polímeros específicos (PET, PC, PA).

De manera similar, la Decisión Delegada (UE) 2024/1441 establece una metodología armonizada para la medición de microplásticos en las aguas destinadas al consumo humano, complementando la Directiva (UE) 2020/2184, para garantizar que los datos obtenidos sean comparables permitiendo evaluar de forma fiable la presencia de microplásticos en el suministro de agua en la Unión Europea. Además, se encuentra en desarrollo el proyecto de normativa estándar internacional para el análisis de microplásticos en aguas ISO/DIS 16094 con dos normas específicas, una sobre espectroscopía vibracional (ISO/DIS 16094, parte 2) y otra sobre métodos termoanalíticos acoplados a GC/MS (ISO/DIS 16094, parte 3).

A pesar de estos avances, el marco normativo actual subraya varias necesidades críticas para la comunidad científica:

- implementación de herramientas de procesamiento automatizado de datos;
- desarrollo y uso de materiales de referencia certificados;
- realización de ejercicios de intercomparación para evaluar la veracidad de los métodos;
- definición de condiciones de medida y procedimientos operativos estándar (SOPs) más específicos, ya que las guías actuales son de carácter orientativo.

4. Distribución ambiental y transferencia en el marco de Una Sola Salud (*One Health*)

Los microplásticos (MP) en el medio ambiente participan en un sistema dinámico de transferencia entre los ecosistemas terrestres, acuáticos, atmosféricos y oceánicos. El **ciclo de vida del plástico** tiene tres fases: producción, uso y eliminación (Figura 12). En la producción, las materias primas fundamentalmente de carbono (carbón, gas y petróleo) se transforman mediante procesos catalíticos intensivos en energía en una amplia gama de productos. El uso de plástico se extiende a todos los aspectos de la vida moderna y provoca una exposición generalizada a los productos químicos contenidos en el plástico, donde los plásticos de un solo uso constituyen la mayor parte del consumo, seguidos por las fibras sintéticas y la construcción, lo que dificulta la eliminación de los residuos generados (Landrigan et al., 2023). Este comportamiento ha dado lugar al concepto de “**ciclo geológico del plástico**”, que presenta analogías funcionales con los ciclos biogeoquímicos clásicos (Zalasiewicz et al., 2016). A lo largo de este ciclo, los MP sufren transformaciones físicas y químicas, como fragmentación, envejecimiento, liberación y transformación de aditivos y *biofouling* (*biofilm*), que alteran su tamaño, reactividad superficial, flotabilidad y biodisponibilidad. Cada uno de estos cambios condiciona su transporte, su interacción con otros contaminantes y su potencial impacto biológico.

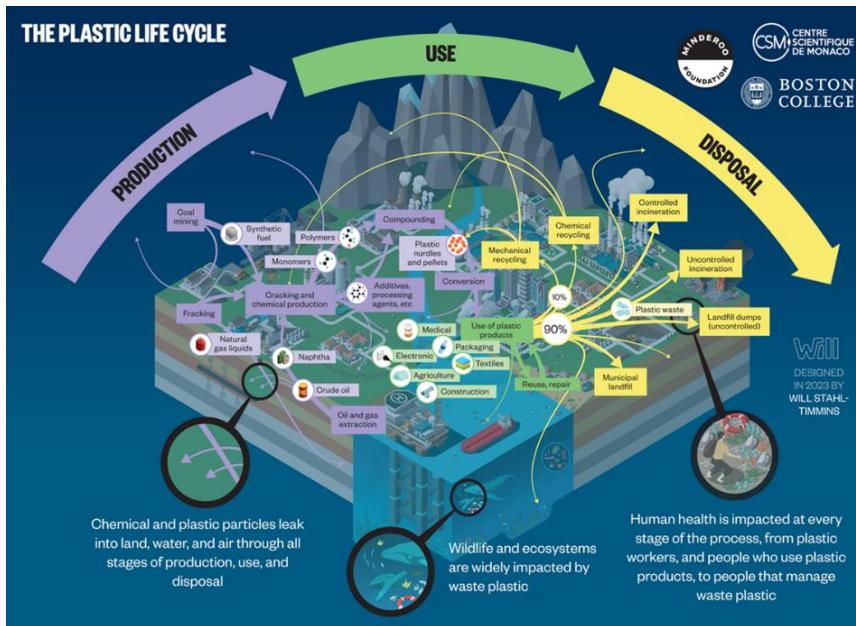


Figura 12: Ciclo de vida del plástico (Landrigan et al., 2023).

4.1. Distribución y transporte en el aire

La atmósfera es un **vector clave de transporte a larga distancia** de MP. Aunque inicialmente se asumía que solo las partículas más pequeñas podían recorrer grandes distancias, se ha demostrado la deposición de MP de hasta varios cientos de micrómetros en regiones remotas como el Ártico, los Alpes o el Himalaya (Bergmann et al., 2019; Napper et al., 2020). Evidencias recientes en nieve de alta montaña (glaciares alpinos) muestran que los NP pueden detectarse en puntos remotos cuando se minimiza la contaminación de muestreo, subrayando el papel del transporte atmosférico (Jurkschat et al., 2025).

Modelos de dispersión atmosférica, como HYSPLIT, indican que MP de tamaños entre 10 y 70 μm pueden desplazarse más de 1.000 km, superando incluso los 2.000 km bajo condiciones

meteorológicas extremas (González-Pleiter et al., 2021; Ryan et al., 2023). Las principales fuentes atmosféricas incluyen el aerosol marino, la erosión eólica de suelos agrícolas, la actividad textil, el tráfico rodado, los vertederos y procesos industriales. La deposición seca y húmeda permite la reincorporación de MP a suelos, ríos y océanos, consolidando el papel de la atmósfera como distribuidor global dentro del ciclo del plástico. Un artículo recientemente publicado (Evangelou et al. 2026), empleando modelización atmosférica integrada con datos de emisión y deposición, identifica a los sistemas terrestres (suelos, superficies urbanas y agrícolas) como la fuente dominante de MP atmosféricos a escala global, mientras que los océanos contribuyen de forma secundaria pero relevante a escala regional mediante aerosol marino, a diferencia de algunos estudios anteriores. Además, confirma el transporte atmosférico a larga distancia con deposición en regiones remotas.

En el **aire interior** (concentración en suspensión) se han reportado niveles de 58–684 MP/m³ (mediana 212 MP/m³), según actividad y ventilación, para MP >1 µm (analizados con micro-Raman) (Maurizi et al., 2024). Mientras que en **aire exterior (suspensión y deposición)** se han encontrado valores de 0–224 MP/m³ en aire suspendido y 98–1220 MP/m²/día en deposición en un área suburbana de A Coruña (López-Rosales et al, 2024); en interiores la deposición puede ser mucho mayor (hasta 10⁵–10⁶ MP/m²/día en estudios puntuales), reflejando resuspensión y fuentes textiles. En un estudio realizado en varias ciudades españolas, las tasas de deposición atmosférica oscilaron entre 5,6 y 78,6 MP/día. Los valores más altos se observaron en las ciudades de Barcelona y Madrid. Se encontraron diez polímeros diferentes, siendo el poliéster el más frecuentemente detectado. La tasa de deposición se estimó en 7,8 g km⁻²/día (Edo et al. 2023).

4.2. Distribución y transporte en el medio acuático

Los **ríos y lagos** funcionan como sistemas de **transporte** de MP desde los ecosistemas terrestres hacia el océano. Las principales entradas proceden de efluentes de aguas residuales, escorrentía agrícola, vertederos y deposición atmosférica.

Se han registrado elevadas concentraciones en ríos urbanos e industrializados, con valores que alcanzan millones de partículas por metro cúbico, mientras que en regiones menos antropizadas las concentraciones son menores pero persistentes. Los estuarios representan zonas críticas de acumulación y redistribución, donde confluyen procesos hidrodinámicos y sedimentarios (Talbot y Chang, 2022).

En ríos europeos, una revisión concluye que **la mayoría** de trabajos reportan **0–30 partículas/m³** en aguas superficiales, con algunos **valores extremos** (miles de partículas/m³) asociados al empleo de diferentes metodologías de muestreo y análisis y escenarios particulares (Gao et al. 2024).

Una revisión de **agua potable** recoge rangos amplios en grifo, por ejemplo **~0.012 a 394 partículas/L** (según región y método) (Zhang et al. 2024). En un estudio realizado en España en el marco de la Red Enviroplanet se evaluó la presencia de microplásticos en agua potable, analizando **agua del grifo** de 24 puntos de muestreo en 8 localizaciones de la **España** peninsular y las Islas Canarias, mediante un protocolo común de muestreo e identificación. Los resultados mostraron una concentración media de microplásticos (MP) de **12,5 ± 4,9 MP/m³**. Los polímeros predominantes fueron poliamida, poliéster y polipropileno, detectándose también otros polímeros en menor proporción (Figura 13) (Gálvez-Blanca, et al., 2023).

Se estudió la presencia de microplásticos (MP) en **agua comercializada en botellas** de poli(tereftalato de etileno) de 1,5 L de cinco marcas más vendidas del mercado español, determinando una concentración de 1,61 (1,10–2,88) $\mu\text{g}/\text{L}$. La ingesta diaria estimada debido al consumo de agua embotellada se sitúa entre 4 y 18 ng/kg/día, lo que significa que la exposición a plásticos a través de agua embotellada probablemente no representa un riesgo significativo para la salud humana. Sin embargo, cabe destacar que la concentración de MP encontrada fue mucho mayor que la registrada para el agua del grifo (Gálvez-Blanca, et al., 2024).

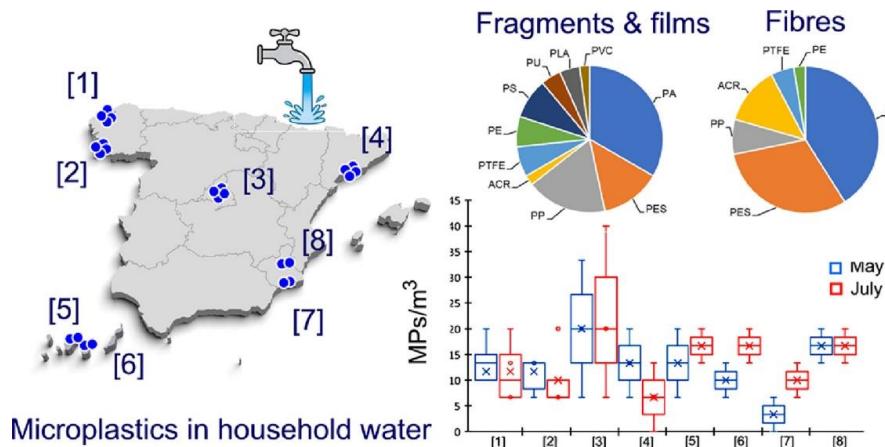


Figura 13: Microplásticos en aguas de consumo en España (Gálvez-Blanca, et al., 2024).

4.3. Acumulación y dinámica de microplásticos en los océanos

El **océano** actúa como el **principal sumidero global de microplásticos**, tanto primarios como secundarios. Aunque solo una pequeña fracción permanece flotando en superficie, la mayor parte se encuentra en sedimentos y capas profundas de la columna de agua. La distribución vertical y horizontal de los MP depende de

su densidad, tamaño, envejecimiento y procesos de *biofouling*, que pueden inducir el hundimiento incluso de polímeros originalmente flotantes (Kooi et al., 2017). Además, el océano es también un **emisor de MP** hacia otros compartimentos ambientales mediante el varamiento costero, la cadena trófica y la emisión de aerosol marino, reforzando su papel como nodo central del ciclo global del plástico.

Un estudio reciente publicado en *Nature* (Zhao et al, 2025), (2014–2024, 1.885 estaciones) reporta abundancias de **microplásticos en la columna de agua** de 10^{-4} a 10^4 **partículas/m³**, destacando que las fracciones pequeñas (\approx 1–100 μm) tienden a distribuirse más uniformemente con la profundidad que las grandes. Respecto a **nanoplásticos**, un artículo sobre concentraciones en el Atlántico Norte publicado también en *Nature* reporta niveles de nanoplásticos (PET/PS/PVC) de \sim 1.5–32.0 **mg/m³** (expresado en masa) a lo largo de la columna de agua; estimaron que la masa de nanoplásticos podría ser del orden de **decenas de millones de toneladas** en la región considerada, sugiriendo que la fracción nano puede dominar el medio marino en ciertas condiciones (Ten Hietbrink et al, 2025).

4.4. Presencia y movilización de microplásticos en los suelos

Los **suelos** constituyen uno de los principales reservorios de MP. Las **actividades agrícolas** representan la fuente dominante, especialmente a través del uso de plásticos de acolchado (*mulching*), lodos de depuradora, biosólidos y compost. En regiones con agricultura intensiva se han estimado acumulaciones de miles de millones de partículas por hectárea en los primeros horizontes del suelo (Li et al., 2022).

Los **vertederos** aportan MP tanto por la fragmentación de residuos plásticos como por la acción mecánica asociada a su gestión, mientras que el **tráfico rodado** introduce partículas procedentes del desgaste de neumáticos, alcanzando concentraciones muy elevadas en suelos adyacentes a carreteras (Rødland et al., 2023). A estas fuentes se suma la **depositación atmosférica**, que puede representar hasta el 20 % de los MP presentes en suelos agrícolas.

Una revisión global reciente reporta abundancias en suelos desde **0 hasta 3.573×10^6 partículas/kg** de suelo (kg peso seco, según estudios), predominando PE/PP/PS y con evidencia de migración vertical por prácticas agrícolas y lixiviación (En-Nejmy et al., 2024).

Una vez incorporados, los MP son redistribuidos horizontal y verticalmente por prácticas agrícolas, escorrentía, infiltración y, de forma destacada, por procesos de **bioturbación**. Lombrices, microartrópodos y aves actúan como vectores biológicos, facilitando la movilización de partículas entre capas del suelo y entre ecosistemas (Huerta Lwanga et al., 2016).

4.5. Distribución en alimentos:

Alimentos (y materiales en contacto): La literatura reciente indica presencia de MP en pescados y mariscos, pero también en otros grupos (vegetales, legumbres, carne), con una contribución dietética potencialmente relevante dependiendo de hábitos, región y método analítico (Mir et al, 2025).

Un foco emergente es la **liberación de MNP desde materiales en contacto con alimentos** (envases, utensilios),

donde EFSA ha revisado la evidencia disponible subrayando la escasez de datos robustos para microplásticos y especialmente nanoplásticos y la variabilidad metodológica en simulantes y matrices alimentarias (EFSA,2025). En paralelo, EFSA ha iniciado en diciembre 2025 un proceso formal para evaluar riesgos en alimentos/agua/aire, con una opinión científica prevista para su publicación en el año 2027.

En alimentos, se han reportado niveles en distintos productos. En la **sal**, una revisión crítica (2025) menciona una media global típica en sales comerciales del orden de **~100–700 partículas/kg** (De Nido et al., 2025). **En productos del mar**, revisiones recientes sobre alimentos informan rangos muy amplios en biota; por ejemplo, compilan resultados desde **no detectable** hasta **~19,2 partículas/g** en algunas matrices/estudios, con alta heterogeneidad por especie, tejido analizado y preparación (Mir et al, 2025). **En frutas y verduras**, una revisión sobre contaminación superficial en productos vegetales reporta máximos muy dispares (**hasta 44 partículas/g** en un estudio y **hasta 124.900 partículas/g** en otro), atribuyendo la discrepancia a geografía, tipo de producto y, sobre todo, métodos y control de blancos (Nassar et al, 2025).

4.6. Impacto de los microplásticos en los ecosistemas

Los MNP afectan a todos los **niveles tróficos de los ecosistemas** acuáticos. En la base de la cadena alimentaria, los NP pueden reducir el crecimiento y la fotosíntesis de microalgas en condiciones de laboratorio, con posibles implicaciones para la producción primaria (Sjollema et al., 2016). En invertebrados acuáticos se han documentado procesos inflamatorios, estrés oxidativo, inmunotoxicidad y alteraciones reproductivas,

especialmente en bivalvos como mejillones y ostras (Sussarellu et al., 2016). En peces, los MP provocan daños intestinales, branquiales, hepáticos y renales, además de respuestas inmunológicas y sinergias con metales pesados.

En suelos, los MP alteran propiedades físicas, químicas y biológicas, afectando a la estabilidad de agregados, la retención de agua y los ciclos del nitrógeno y fósforo (de Souza Machado et al., 2019). Se han observado cambios significativos en las comunidades microbianas, con pérdida de diversidad y proliferación de microorganismos oportunistas, lo que compromete la resiliencia del suelo. La fauna edáfica, lombrices, nemátodos, isópodos y colémbolos, puede presentar disbiosis intestinal, estrés oxidativo, daños reproductivos y aumento de mortalidad, afectando procesos ecológicos clave como la aireación del suelo y el reciclaje de nutrientes.

Desde un enfoque ecosistémico, **los riesgos de los MNP** en el **medio ambiente**, incluyen:

- Riesgos físicos y funcionales: Relacionados con la ingestión y obstrucción (zooplancton, bivalvos, peces), reducción de alimentación, alteraciones en crecimiento y reproducción; en suelos, cambios en porosidad y estructura y efectos en fauna edáfica (Kushwaha et al, 2024)
- Riesgos químicos: Los MNP pueden actuar como vectores de aditivos (plastificantes, retardantes) y transportar contaminantes adsorbidos; el impacto depende de polímero, envejecimiento, área superficial y matriz ambiental.

- Riesgos biológicos: En suelos, se reportan cambios en comunidades microbianas y procesos biogeoquímicos (ciclo del C/N), con potencial afectación de salud del suelo; en plantas, la evidencia se concentra en estrés oxidativo, cambios fisiológicos y efectos en rizosfera (dependientes de tamaño y co-contaminantes).
- Nanoplásticos representan un riesgo, ya que debido a su tamaño tienen mayor probabilidad de interaccionar a escala celular en organismos, y su cuantificación ambiental está revelando niveles elevados en inventarios oceánicos recientes. Esto aumenta la urgencia de estandarización analítica y de estudios ecotoxicológicos realistas (empleando partículas envejecidas y mezclas) (Ten Hietbrink et al, 2025).

Desde el enfoque Una Sola Salud (One Health), la interrelación Ambiente–Animales–Humanos considera que los micro y nanoplásticos circulan en un sistema continuo aire-agua-suelo-biota-alimentos, con impactos potenciales simultáneos sobre la función ecosistémica (suelo y océano), sanidad animal (peces/aciicultura, fauna), y salud humana (inhalación/ingestión). Además, los microplásticos se comportan como un sustrato móvil para organismos, patógenos y resistencia antimicrobiana (AMR) en la plastisfera, especialmente en interfaces agua residual–río–costa y en acuicultura.

5. Avances en biomonitorización humana: de la presencia ambiental a la exposición sistémica

En la última década, la investigación sobre los micro y nanoplásticos ha experimentado un cambio de paradigma, evolucionado de la descripción de su ubicuidad como contaminantes ambientales a su caracterización como biomarcadores de exposición en humanos. Lo que anteriormente se consideraba un contaminante inerte es hoy reconocido como un componente crítico del exposoma humano. Los micro y nanoplásticos actúan como estresores físicos y vectores químicos capaces de atravesar barreras biológicas y desencadenar respuestas sistémicas (Thompson et al., 2004; Thompson et al., 2024). En este contexto, numerosos estudios publicados desde 2019 han reportado la presencia de MNP en **heces, sangre, placenta, pulmón, placas ateromatosas y cerebro humano** (Schwabl et al., 2019; Leslie et al., 2022; Garcia et al., 2024; Marfella et al., 2024; Nihart et al., 2025). Estos hallazgos sugieren que estas partículas pueden atravesar las barreras humanas, circular por el torrente sanguíneo y acumularse en diferentes tejidos. Estas cuestiones son motivo de gran preocupación para las comunidades científica y biomédica y la sociedad en general debido a las posibles implicaciones para la salud humana global. En un artículo de revisión recientemente publicado (Christodoulou et al., 2026) se presenta la distribución relativa de matrices biológicas analizadas para la detección de MNP en muestras humanas en estudios

publicados en los últimos cinco años (Figura 14), donde la sangre es la matriz más investigada (30 % de todos los estudios), seguida de heces (12 %) y piel (10 %).

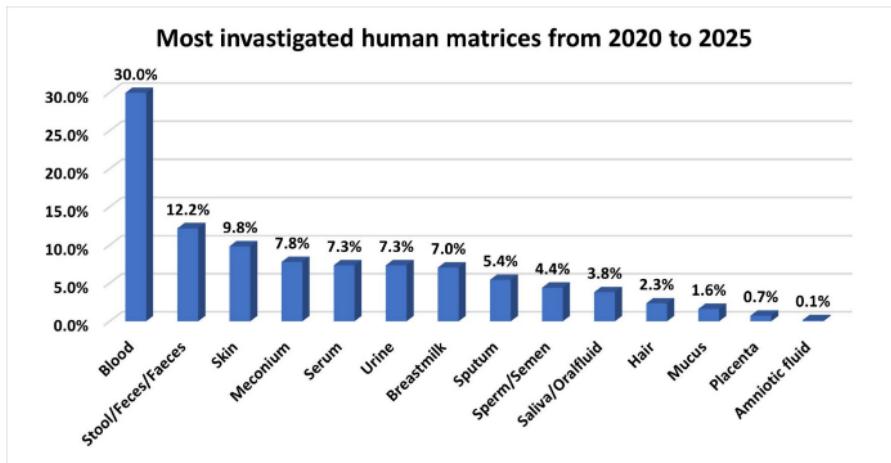


Figura 14. Distribución de matrices biológicas humanas investigadas para MNP desde enero de 2020 hasta mayo de 2025 (Christodoulou et al. 2026).

Sin embargo, en paralelo al rápido crecimiento de la investigación en este campo, ha surgido una discusión crítica igualmente relevante que cuestiona la **robustez metodológica, la plausibilidad biológica y la reproducibilidad** de parte de estos hallazgos (Xu et al., 2025; Monikh et al., 2025).

5.1. Vías de Exposición Humana

La exposición humana a los micro y nanoplásticos (MNP) puede darse principalmente a través de tres vías:

Ingestión (vía digestiva): Es la ruta más documentada. Los MNP se ingieren a través de los alimentos, el consumo de agua potable, el procesamiento y manipulación, y el contacto con envases plásticos y utensilios de cocina. Resultando de especial

preocupación la presencia de diversas sustancias químicas utilizadas como aditivos como el bisfenol A (BPA) y los ftalatos asociados. Las concentraciones de microplásticos reportadas son muy variables, lo que influye en los niveles de exposición entre individuos. Se estima que la ingesta diaria puede alcanzar cientos de partículas. Algunos estudios indican 142 MP/día a través de alimentos y bebidas y 170 MP/día inhalados (Cox et al., 2019). En algunos casos se han sobreestimado enormemente las cantidades, llegando a valores de 0,1-5 g/semana (equivalente al peso de una tarjeta de crédito), con errores graves al combinar datos de microplásticos de diferentes dimensiones y composición para obtener la masa total de microplásticos ingerida (Pletz, 2022).

Inhalación (vía respiratoria): Los MNP atmosféricos son inhalados diariamente, provenientes del aire ambiente tanto exterior como interior, fibras textiles sintéticas, polvo urbano y el desgaste de neumáticos. Se ha estimado la inhalación humana de microplásticos procedentes del aire interior en 3.415 ± 2.881 MP/día (principalmente poliamida) (Maurizi et al., 2024). Las partículas de tamaño micrométrico pueden depositarse en las vías respiratorias superiores, mientras que los nanoplásticos tienen la capacidad de alcanzar los alvéolos y translocarse al torrente sanguíneo.

Contacto dérmico: Aunque es la vía menos estudiada, el uso de cosméticos con microesferas de plástico y el contacto con textiles sintéticos representan una fuente de exposición, aunque la barrera cutánea limita significativamente la penetración de partículas mayores de 100 nm. Sin embargo, la evidencia sugiere que los MNP pueden penetrar en la piel a través de estructuras anatómicas como los folículos pilosos o las glándulas sudoríparas, o mediante la ruta intercelular con partición en la matriz lipídica (Christodoulou et al. 2026).

En un reciente trabajo de revisión se señala que la distribución de los microplásticos en el cuerpo humano depende fundamentalmente de sus dimensiones, ya que el tamaño determina su capacidad de penetración en los tejidos. Mientras que las partículas grandes suelen ser expulsadas o excretadas de forma natural por los pulmones o el tracto digestivo, aquellas menores a 1 μm pueden alcanzar los alvéolos pulmonares y potencialmente entrar al sistema linfático o sanguíneo. En el tracto digestivo, solo las partículas inferiores a 1,5 μm logran ser biodisponibles, y se estima que apenas un 0,3% de las que miden entre 1 y 10 μm son absorbidas por el intestino. Además, el sistema inmunitario podría actuar como un vehículo de transporte de pequeñas partículas a través del organismo (Christodoulou et al. 2026).

La evaluación toxicológica de los microplásticos implica cuantificar la exposición y evaluar posibles impactos en la salud. Estas métricas consideran la concentración de exposición a los microplásticos, tamaño, forma, identidad del polímero y composición de los productos químicos asociados al plástico (WHO, 2022), que afectan las interacciones con los sistemas biológicos, la biodisponibilidad y la bioaccesibilidad en el cuerpo humano. El efecto epidemiológico requiere la evaluación de puntos finales biológicos como inflamación, estrés oxidativo, respuestas inmunológicas y genotoxicidad, influenciados por las características fisiquímicas del microplástico y dependientes de la dosis (Thompson, 2024). Los efectos de MNP en células y tejidos ya han sido demostrados *in vitro*. Sin embargo, estos experimentos de laboratorio a menudo utilizan concentraciones relativamente altas de partículas, uniformes y prístinas, que no se parecen a las cantidades y tipos de partículas de complejidad química y biológica que presentan los plásticos en el medio ambiente, a los que los humanos están actualmente expuestos. Por tanto, es difícil trasladar

los resultados experimentales a efectos *in vivo*, especialmente en exposiciones crónicas prolongadas, que probablemente sean más aplicables a escenarios de exposición humana. Otro desafío radica en la complejidad y variabilidad de la **biocorona**, la capa de moléculas, como proteínas, lípidos o polisacáridos, que se adhieren a la superficie de los microplásticos cuando entran en contacto con fluidos biológicos que, como ya se ha comentado puede alterar sustancialmente las propiedades físicas y químicas de las partículas microplásticas, incluyendo su tamaño efectivo, carga e hidrofobicidad, y, en consecuencia, sus interacciones biológicas (Cao et al., 2022).

5.2. Presencia en muestras humanas

Desde una perspectiva sistémica, **el tracto gastrointestinal** emerge como punto de entrada clave y primer órgano diana (Figura 15). La detección de microplásticos en heces humanas (Schwabl et al. 2019), combinada con estudios que exploran su relación con la **microbiota intestinal**, representa un avance hacia la comprensión funcional de la exposición. El **eje intestino-microbiota** ofrece un marco integrador que podría explicar cómo una exposición ambiental aparentemente difusa se traduce en efectos sistémicos: la disbiosis y la alteración de la barrera intestinal podrían facilitar tanto la translocación de partículas como la amplificación de respuestas inflamatorias de bajo grado, un mecanismo implicado en múltiples enfermedades crónicas. Más allá de la mera presencia, investigaciones recientes sugieren que los MNP pueden alterar la integridad de la barrera intestinal, inducir inflamación de bajo grado y modificar la microbiota, estableciendo un eje intestino-sangre que facilita efectos a distancia (Sadique et al., 2025; Gao et al., 2025).

Un concepto central que ha transformado este campo es el de la identidad biológica de los MNP, ya que una vez en contacto con fluidos corporales, las partículas adquieren una biocorona de proteínas y lípidos que condiciona su reconocimiento celular, internalización y biodistribución (Monikh et al., 2021; Sadique et al., 2025). En particular, los nanoplásticos presentan mayor potencial biológico por su capacidad de endocitosis y su interacción con barreras epiteliales y endoteliales.

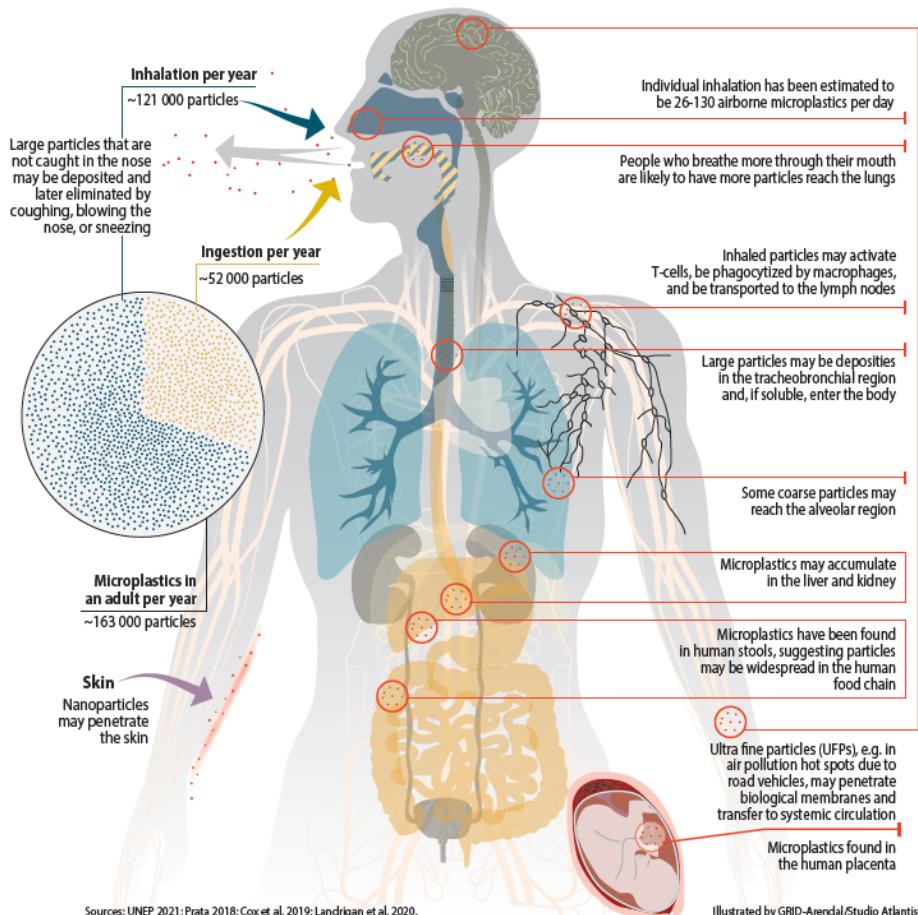


Figura 15. Exposición humana a microplásticos y nanoplasticos (UNEP, 2021).

En un reciente estudio sobre la exposición a MNP en 50 adultos de Barcelona Calikanzaros et al. (2026), se analizaron muestras de heces, orina, agua del grifo y alimentos, con información detallada sobre dieta y estilo de vida. En el análisis mediante HPLC-HRMS (0,7–20 μm), se detectaron en heces (1,8 $\mu\text{g/kg}$) y orina (22,7 $\mu\text{g/L}$), siendo PA, PE, PP los polímeros más frecuentes. El agua del grifo se encontraron valores de MNP de 1,4 $\mu\text{g/L}$, mientras que la ingesta dietética se estimó en 1,51 $\mu\text{g/kg}$ peso corporal/día.

Sangre y Sistema Circulatorio: Investigaciones pioneras como Leslie et al., (2022) detectaron polímeros como el PET y PE en sangre periférica, lo que demuestra su bioaccesibilidad sistémica (Leslie et al., 2022; Leonard et al., 2024). La circulación se convierte en el nexo entre exposición ambiental y afectación multiorgánica, permitiendo interacciones con endotelio, células inmunes y órganos secundarios. A partir de esta evidencia, se han propuesto mecanismos de inflamación crónica, estrés oxidativo y disfunción endotelial como vías plausibles de daño sistémico (Sadique et al., 2025; Ali et al., 2024).

El **sistema cardiovascular** ha recibido especial atención tras estudios que reportaron MNP en placas ateromatosas humanas y asociaciones con mayor riesgo de infarto de miocardio, ictus o mortalidad (Marfella et al., 2024). Estos resultados encajan con hipótesis de daño endotelial, activación inflamatoria y alteraciones de la coagulación inducidas por partículas circulantes o por su carga química asociada (Ali et al., 2024).

Tejido Pulmonar: Se ha documentado la presencia de fibras y fragmentos plásticos en todas las regiones del pulmón humano mediante micro-espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier (μFTIR), confirmando que la inhalación es una vía de

exposición relevante, especialmente en entornos urbanos e interiores. El avance no es solo la detección, sino la constatación de que partículas micrométricas pueden persistir en el tejido pulmonar, sugiriendo que los mecanismos de aclaramiento no siempre son completamente eficaces. Este hallazgo adquiere mayor peso al considerarse junto con la evidencia experimental que vincula partículas inhaladas con inflamación local y activación inmunitaria (Jenner et al., 2022).

Eje materno-fetal: Un avance metodológico notable es la progresión desde estudios pioneros como el de Ragusa et al. (2021) en el que detectaron microplásticos en placenta mediante microespectrometría Raman, hacia trabajos que analizan su localización intra- y extracelular, así como su presencia en líquido amniótico y leche materna. La detección de microplásticos en la placenta ("Plasticenta") sugiere que la exposición comienza en etapas prenatales, lo que podría tener implicaciones en el desarrollo fetal (Ragusa et al., 2021; Liu et al., 2023).

Bioacumulación en órganos y cerebro: Quizá el avance más disruptivo sea la evidencia reciente de bioacumulación de MNP en cerebro humano (Nihart et al., 2025). El hallazgo de concentraciones de MNP en el cerebro significativamente superiores a las de otros órganos, hasta 7-30 veces superiores a las halladas en hígado o riñón, con predominio de polietileno, ha ampliado el debate hacia el sistema nervioso central. Estos niveles, obtenidos mediante Py-GCMS, se han relacionado de forma preliminar, con condiciones neurodegenerativas, aunque la relación causal requiere mayor estudio (Bhattacharyya et al., 2025). Monikh et al (2025) publicaron un comentario crítico en *Nature Medicine* en respuesta al trabajo de Nihart et al., donde cuestionan aspectos fundamentales del estudio relacionados con la metodología

empleada, entre los que destacan la posibilidad de confusión de productos derivados de moléculas biológicas (lípidos en tejidos ricos en grasa como es el caso del cerebro) con fragmentos de polímeros y la revisión de los requerimientos de la identificación y cuantificación por Py-GCMS. Estos aspectos analíticos pueden afectar la fiabilidad de las concentraciones reportadas con implicaciones importantes para la interpretación de los datos en investigación biomédica de MNP.

5.3. Mecanismos biológicos de interacción

Los avances en la **identificación de mecanismos de interacción** constituyen otro pilar fundamental. La literatura converge en procesos clave como el estrés oxidativo, inflamación crónica, disfunción mitocondrial, disrupción endocrina y alteración de barreras biológicas. Un progreso conceptual importante es la comprensión del papel de la **corona biomolecular** que redefine la identidad biológica de las partículas y condiciona su reconocimiento inmunitario, biodistribución y toxicidad efectiva.

Asimismo, se ha reforzado la noción de los MNP como **vectores de mezclas químicas**, capaces de transportar aditivos plásticos y contaminantes ambientales persistentes y metales pesados. Este enfoque de “toxicidad de mezcla” representa un avance respecto a evaluaciones centradas exclusivamente en el polímero, alineándose mejor con escenarios de exposición real. Además de aditivos, las partículas pueden transportar microorganismos y genes de resistencia (ARG). Este efecto vectorial puede intensificar la toxicidad y contribuir a la propagación de riesgos como resistencia antimicrobiana, tema de creciente preocupación global.

5.4. Necesidad de Rigor Científico

A pesar del rápido aumento de los estudios que informan sobre la presencia de micro y nanoplásticos en muestras humanas, las pruebas actuales siguen siendo inciertas. Autores como Xu et al. (2025) y Monikh et al. (2025) en *Nature* advierten sobre la necesidad de una mayor rigurosidad y de elevar los estándares metodológicos para evitar interpretaciones erróneas.

Las técnicas actuales mayoritariamente empleadas en los estudios en muestras humanas, como la pirólisis-GCMS y la microespectroscopía infrarroja y Raman, enfrentan retos críticos, entre los que destacan:

- Riesgo de Contaminación: El ambiente de laboratorio es rico en plásticos, lo que puede inducir falsos positivos si no se aplican protocolos rigurosos de toma de muestra, tratamiento de muestra, limpieza de material y blancos de procedimiento.
- Plausibilidad Biológica: Existe un debate sobre cómo partículas de tamaño $>10 \mu\text{m}$ pueden aparecer en tejidos internos si los mecanismos de translocación conocidos suelen limitarse a partículas mucho menores. Esto sugiere que algunos hallazgos podrían ser artefactos o contaminantes del muestreo y procedimiento analítico.
- Nanoplásticos: el conocimiento es aún más limitado, ya que estas partículas son muy difíciles de detectar y se sabe poco sobre su exposición y sus efectos. Los hallazgos sobre los microplásticos no pueden extrapolarse directamente a escala nanométrica ya que estos últimos

presentan diferencias sustanciales en su génesis, así como en su estructura y propiedades físico-químicas superficiales.

Los estudios se realizan empleando diversas técnicas analíticas, terminología inconsistente y en muchas ocasiones con una transparencia metodológica limitada. Es importante destacar que a menudo faltan elementos clave como el control de los blancos del procedimiento y el laboratorio, la validación de los procedimientos analíticos o el uso de metodologías selectivas que permitan obtener resultados fiables. Como resultado, a menudo no está claro si las partículas notificadas existen realmente en las muestras biológicas, si se deben a la contaminación ambiental durante la manipulación de las muestras o son artefactos de los métodos de tratamiento de la muestra o de su detección.

Recientemente, científicos con amplia experiencia en este campo han expresado su preocupación por la “prisa en publicar resultados”, en algunos casos por parte de grupos con poca experiencia analítica, lo que en ocasiones ha llevado a resultados apresurados y pasar por alto procedimientos y comprobaciones imprescindibles para asegurar el rigor analítico de los resultados. Estas deficiencias metodológicas sólo generan incertidumbres sobre los hallazgos obtenidos.

6. Desafíos regulatorios

Durante décadas, los plásticos han sido gestionados principalmente como un problema de residuos sólidos. Sin embargo, la producción creciente de polímeros sintéticos, la fragmentación física y química de los materiales plásticos dando lugar a la liberación de microplásticos y nanoplásticos, su ubicua persistencia en el medio ambiente, en alimentos, agua potable y tejidos humanos han impulsado una respuesta regulatoria progresiva en distintos niveles de gobernanza. Esta realidad ha propiciado una evolución regulatoria desde políticas centradas en el final de vida de los productos plásticos, hacia enfoques preventivos basados en el ciclo de vida completo de los materiales.

6.1. Marco regulatorio internacional

El **Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente** (PNUMA) ha desempeñado un papel clave en la identificación de la contaminación plástica como un problema global. Informes como *Marine Plastic Debris and Microplastics* (UNEP, 2016) sentaron las bases para la acción política internacional. Un hito reciente es la resolución adoptada en 2022 por la Asamblea de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (UNEP, 2022), que inició el proceso de negociación de un tratado internacional jurídicamente vinculante sobre plásticos, destinado a abordar todo su ciclo de vida, incluida la contaminación por microplásticos. Este

proceso representa un cambio de paradigma, al pasar de medidas voluntarias y fragmentadas a un enfoque global integrado.

Por su parte, la Organización Mundial de la Salud ha abordado los microplásticos principalmente desde la perspectiva del agua potable y la salud pública. En su informe de 2019 sobre microplásticos en agua de consumo (WHO, 2019), la OMS concluyó que no existían pruebas suficientes de efectos adversos directos en humanos, pero subrayó la necesidad de aplicar el principio de precaución y reducir la contaminación ambiental. Informes posteriores han ampliado el foco hacia la inhalación de microplásticos y el papel potencial de los nanoplásticos como vectores de sustancias químicas y microorganismos.

Además, varios convenios internacionales relevantes influyen indirectamente en la regulación de plásticos y microplásticos entre ellos el Convenio de Basilea (residuos plásticos), el Convenio MARPOL (descargas desde buques) y los Objetivos de Desarrollo Sostenible de la Agenda 2030.

6.2. Marco regulatorio europeo

El **Pacto Verde Europeo** (*Green Deal*) constituye el marco estratégico transversal que orienta la política ambiental, industrial y química de la Unión Europea. En el ámbito de los plásticos, establece como objetivos prioritarios la reducción del uso de recursos fósiles, la eliminación de la contaminación tóxica y la transición hacia modelos de producción y consumo circulares. El Pacto Verde ha servido como catalizador para la revisión y adopción de normativa clave, incluyendo el Reglamento de Envases y Residuos de Envases, la restricción de microplásticos en el marco de REACH y el Plan de Acción Cero Contaminación.

La Estrategia Europea de los Plásticos en una Economía Circular, adoptada en 2018, representa el primer enfoque integral de la UE dirigido específicamente a un material. La estrategia reconoce explícitamente los microplásticos como una fuente emergente de contaminación y establece compromisos políticos como la reciclabilidad de todos los envases plásticos, la reducción de residuos marinos y la necesidad de evaluar restricciones regulatorias para microplásticos añadidos intencionalmente.

El **Plan de Acción de Economía Circular de 2020**, en el caso de los plásticos, refuerza el principio de prevención de residuos, introduce requisitos de ecodiseño, consolida la responsabilidad ampliada del productor (RAP) y promueve el desarrollo de mercados de materias primas secundarias. Asimismo, incorpora el concepto de circularidad segura, reconociendo que el aumento del reciclaje no debe conllevar la recirculación de sustancias peligrosas.

El **Plan de Acción Contaminación Cero (Zero Pollution)** de 2021, introduce por primera vez objetivos cuantitativos para la reducción de contaminantes emergentes, incluidos los microplásticos. La estrategia fija metas para 2030 orientadas a reducir significativamente la liberación de microplásticos al medio ambiente y la basura plástica marina, integrando así los plásticos dentro de la política de calidad ambiental y protección de la salud humana. Establece el objetivo de reducir la cantidad de microplásticos liberados al medio ambiente en un 30 % para 2030, en comparación con los niveles de 2016. Este objetivo se estableció con referencia específica a las emisiones en aguas superficiales.

Regulación de envases, bolsas y plásticos de un solo uso: La política de la UE sobre productos plásticos se articula a través de varios instrumentos complementarios. La Directiva (UE)

2019/904 sobre plásticos de un solo uso (cubiertos, platos y bastoncillos de algodón), introduce prohibiciones de determinados productos, requisitos de marcado y esquemas de responsabilidad ampliada del productor (RAP), lo que significa que los fabricantes deben asumir la responsabilidad de la gestión de los residuos de los productos que ponen en el mercado. La Directiva (UE) 2015/720 establece medidas para reducir el consumo de bolsas de plástico ligeras, principalmente mediante instrumentos económicos. El Reglamento (UE) 2025/40 sobre envases y residuos de envases sustituye el enfoque de directivas por un marco directamente aplicable, reforzando los requisitos de diseño para reciclaje, prevención de residuos y contenido reciclado. Establece objetivos concretos, al menos el 55 % de los envases de plásticos deben ser reciclados para el 2030. Además, prohíbe productos de plástico de un solo uso (cubiertos, platos y bastoncillos de algodón), y fomenta la reducción del consumo de otros artículos plásticos. En España la transposición de estas directivas se ha llevado a cabo mediante la Ley de 7/2022 de 8 de abril, de residuos y suelos contaminados para una economía circular (BOE, 2022).

Respecto a la **regulación específica de microplásticos**, el **Reglamento (UE) 2023/2055 REACH** introduce la primera restricción horizontal a nivel mundial sobre **microplásticos añadidos intencionalmente en productos comerciales, incluyendo cosméticos, detergentes, fertilizantes y pinturas**. La norma limita el uso de micropartículas de polímeros sintéticos en mezclas, establece calendarios transitorios diferenciados por sectores y exige obligaciones de información destinadas a minimizar la liberación al medio ambiente. Las primeras medidas, que incluyen la prohibición de la purpurina suelta y las microperlas añadidas a detergentes y cosméticos, entraron en vigor en octubre de 2023. Este enfoque preventivo representa un cambio de

paradigma al regular la partícula en sí misma y no únicamente las sustancias químicas que la componen.

Es de destacar la consideración de los materiales basados en **neumáticos fuera de uso en campos deportivos y áreas infantiles**. Los neumáticos fuera de uso constituyen una fuente relevante de microplásticos secundarios cuando se emplean como granulado de caucho en campos de césped artificial y parques infantiles. El Reglamento (UE) 2021/1199 refuerza los límites de hidrocarburos aromáticos policíclicos en estos materiales, abordando riesgos para la salud humana. Adicionalmente, la restricción de microplásticos en REACH establece la eliminación progresiva del uso de rellenos granulares por microplásticos (REACH 2023/2055) a partir de 2031, con implicaciones significativas para este sector.

Plásticos reciclados y seguridad química. La transición hacia una economía circular requiere incrementar el uso de plásticos reciclados, pero ello debe compatibilizarse con la protección de la salud humana y el medio ambiente. El Reglamento (UE) 2022/1616 regula los procesos de reciclado **de plásticos destinados a contacto con alimentos**, estableciendo requisitos estrictos de trazabilidad y control de contaminantes. El Reglamento de Envases refuerza además el uso de contenido reciclado en aplicaciones no alimentarias.

En cuanto a los **bioplásticos y biopolímeros**, la Comisión Europea ha adoptado un enfoque prudente respecto a los plásticos biobasados, biodegradables y compostables. La Comunicación COM(2022)682 establece criterios para su uso, enfatizando que estos materiales no deben considerarse automáticamente sostenibles y que su aplicación debe limitarse a casos en los que

aporten beneficios ambientales claros y no aumenten la dispersión de residuos.

La Unión Europea aborda los **microplásticos en aguas residuales** principalmente a través de la Directiva (UE) 2024/3019 que actualiza el tratamiento de aguas urbanas, exigiendo tratamientos avanzados antes de verter al medio ambiente para reducir microcontaminantes, incluyendo microplásticos, a partir de 2027, y mediante la **Directiva (UE) 2020/2184 de Agua Potable**, que exige metodologías armonizadas para la determinación de microplásticos para incluirlos en listas de observación, preparando el terreno para futuras restricciones en el agua de consumo.

En el ámbito alimentario, numerosos estudios han documentado la presencia de microplásticos en alimentos y bebidas, así como su potencial biodisponibilidad. A pesar de ello, no existen límites máximos legales establecidos. La regulación actual se basa en evaluaciones de riesgo preliminares y en el principio de precaución, lo que pone de manifiesto la necesidad de integrar la evidencia científica emergente en la legislación alimentaria. La Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria (EFSA) reconoce la necesidad de desarrollar métodos analíticos armonizados antes de establecer límites regulatorios (EFSA, 2021).

7. Conclusiones y retos futuros

La presencia generalizada de microplásticos y nanoplásticos en el medio ambiente y en organismos vivos pone de manifiesto las consecuencias a largo plazo de nuestra dependencia del plástico.

El avance del conocimiento sobre estos contaminantes ha sido notable en la última década; sin embargo, la evidencia disponible sigue siendo predominantemente descriptiva. La transición desde la detección ambiental hacia evaluaciones de riesgo robustas y comparables continúa siendo uno de los principales desafíos científicos.

La investigación actual sigue siendo insuficiente y fragmentada, con muchos estudios que emplean partículas modelo y concentraciones poco realistas que debilitan la extrapolación a escenarios de exposición humana. Además, la ausencia de estudios crónicos o longitudinales dificulta una comprensión de los resultados de salud acumulativos. Para salvar estas lagunas críticas de conocimiento, existe una necesidad urgente de metodologías estandarizadas, modelos de exposición realistas e investigaciones mecanicistas que puedan fundamentar futuros marcos de evaluación de riesgos.

El análisis de microplásticos y nanoplásticos ejemplifica el paradigma en Química Analítica, donde la robustez del resultado depende tanto del diseño metodológico como de la técnica instrumental. La ausencia de una metodología universal obliga a

adoptar un enfoque flexible, basado en la adecuación a la matriz, la combinación de técnicas complementarias y una validación rigurosa.

El desarrollo futuro del campo pasa necesariamente por la mejora de los materiales de referencia, la ampliación de bibliotecas espectrales que incorporen polímeros envejecidos, la estandarización progresiva de los procedimientos metodológicos y la integración sistemática de ensayos de intercomparación. Solo mediante este enfoque analítico integral será posible generar datos fiables y comparables que sustenten evaluaciones ambientales y toxicológicas robustas.

7.1. Lagunas de conocimiento y próximos retos

Es imprescindible abordar de forma sistemática las lagunas de conocimiento que limitan la interpretación de los resultados actuales y su traducción a políticas de protección ambiental y de salud pública, entre las que se pueden destacar:

7.1.1. Estandarización metodológica y retos analíticos

Una de las principales debilidades es la **falta de estandarización analítica**. Los protocolos de muestreo, preparación de muestras y cuantificación varían ampliamente entre estudios y compartimentos ambientales (aire, agua, suelo y matrices biológicas), lo que dificulta la comparación de resultados y la elaboración de evaluaciones globales de exposición. La armonización metodológica es un requisito indispensable para consolidar el conocimiento existente.

7.1.2. Nanoplásticos: la gran frontera del conocimiento

El estado del conocimiento sobre los nanoplásticos es considerablemente más limitado que el de los microplásticos. Las diferencias fundamentales en su origen, estructura y propiedades superficiales impiden extrapolar directamente los resultados obtenidos para partículas de mayor tamaño. A pesar de los indicios de una mayor capacidad de interacción celular y subcelular, la exposición real, el destino ambiental y los efectos biológicos de los nanoplásticos permanecen, en gran medida, inexplorados.

7.1.3. Complejidad química y toxicidad de las mezclas

Los MNP no actúan como entidades aisladas. Incorporan aditivos químicos intencionados (como ftalatos o bisfenoles) y sustancias añadidas no intencionadamente, y además pueden adsorber contaminantes ambientales persistentes, metales pesados y microorganismos. La **toxicidad del “cóctel” químico-biológico** asociado a estas partículas constituye una de las mayores incógnitas actuales. Además, los plásticos actúan como vectores de otros contaminantes, lo que plantea interrogantes sobre si los MNP amplifican de forma significativa la exposición biológica a sustancias peligrosas. A día de hoy, el efecto sinérgico de estas mezclas sigue siendo insuficientemente caracterizado.

7.1.4. Comportamiento ambiental

La comprensión del comportamiento ambiental de los MNP requiere avanzar en el conocimiento de sus **procesos de degradación, fragmentación y transporte**. La fragmentación continua de macroplásticos constituye la principal fuente de micro- y nanoplásticos secundarios, pero las tasas reales de degradación abiótica y biótica siguen siendo inciertas.

Asimismo, la **interacción con comunidades microbianas**, la denominada plástisfera, emerge como un factor clave que puede modificar la flotabilidad, la persistencia y el papel de los plásticos como reservorios de patógenos. Resulta especialmente relevante priorizar el **estudio de los compartimentos terrestre y atmosférico**, históricamente menos explorados que el medio marino, pese a su potencial relevancia para la exposición humana directa.

7.1.5. Efectos biológicos y estudios a largo plazo

Desde la perspectiva de la salud humana, persisten importantes incertidumbres sobre la **translocación de nanoplásticos a través de barreras biológicas**, su posible bioacumulación y su biomagnificación en la cadena trófica. La mayoría de los estudios toxicológicos disponibles se basan en exposiciones agudas y concentraciones poco realistas desde el punto de vista ambiental.

Existe una necesidad urgente de **estudios longitudinales y de cohortes humanas** que permitan evaluar exposiciones crónicas a niveles ambientalmente relevantes y establecer relaciones causales sólidas entre la presencia de MNP y el desarrollo de enfermedades crónicas.

7.2. Reflexión final:

Las lagunas de conocimiento identificadas refuerzan un mensaje clave: la investigación, por sí sola, no puede compensar un **modelo de producción y consumo de plásticos insostenible**. **Reducir la producción primaria de plásticos y avanzar hacia una economía verdaderamente circular constituye una**

medida preventiva esencial y coherente con el principio de precaución.

En este contexto, el **tratado internacional impulsado por la Organización de las Naciones Unidas para combatir la contaminación por plásticos** representa una oportunidad histórica para alinear la evidencia científica con la acción política global. El éxito de este proceso dependerá, en gran medida, de la solidez del conocimiento generado y de su capacidad para informar decisiones regulatorias ambiciosas.

La contaminación por plásticos no es únicamente un problema ambiental; es un desafío que afecta a la salud humana, a la equidad social y al futuro del planeta. Por ello, la colaboración multidisciplinar entre investigadores, legisladores, actores industriales y consumidores desde el enfoque de Una Sola Salud resulta esencial para comprender y afrontar este reto global.

Muchas gracias.

8. Referencias

- Ali N, Katsouli J, Marcylo EL, Gant TW, Wright S, Bernardino de la Serna J. The potential impacts of micro-and-nano plastics on various organ systems in humans. *The Lancet eBioMedicine*, 99:104901. (2024) <https://doi:10.1016/j.ebiom.2023.104901>
- ASTM. 2020a. Standard practice for collection of water samples with high, medium, or low suspended solids for identification and quantification of microplastic particles and fibers. ASTM D8332-20. ASTM International. <https://www.astm.org/d8332-20.html>
- ASTM. 2020b. Standard Practice for Preparation of Water Samples with High, Medium, or Low Suspended Solids for Identification and Quantification of Microplastic Particles and Fibers Using Raman Spectroscopy, IR Spectroscopy, or Pyrolysis-GC/MS. ASTM D8333-20. ASTM International. <http://10.1520/D8333-20>
- Beiras R, Concha-Graña E, Laranjeiro F.M.G., Fernández-González V., López-Ibáñez S., Moscoso-Pérez C., Vilas A., Muniategui-Lorenzo S. Compostable and recycled plastics do not improve environmental chemical safety compared to conventional single-use polyethylene. (2025) *Science of the Total Environment*, 996, 180116. <https://doi:10.1016/j.scitotenv.2025.180116>
- Bergmann, M., Mütsel, S., Primpke, S., Tekman, M.B., Trachsel, J., Gerdts, G. White and wonderful? Microplastics prevail in snow from the Alps to the Arctic. *Science Advances* 5, eaax1157. (2019) <https://doi.org/10.1126/sciadv.aax1157>
- Bhattacharyya S, Greer ML and Salehi M. Impact of micro- and nanoplastics exposure on human health: focus on neurological effects from ingestion. *Frontiers in Public Health*, 13, 1681776. (2025). <https://doi:10.3389/fpubh.2025.1681776>
- Caldwell, J.; Taladriz-Blanco, P.; Lehner, R.; Lubskyy, A.; Ortuso, R.D.; Rothen-Rutishauser, B.; Petri-Fink,A. The micro-, submicron-, and

- nanoplastic hunt: A review of detection methods for plastic particles. Chemosphere, 293, 133514. (2022) <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.133514>
- Calikanzaros, E.; Iraola-Guzman, S.; Donat-Vargas, C.; Arjona, L.; de Cid R.; M. Llorca; Farré, M.; Villanueva, C.M. Exploring the determinants of micro- and nanoplastics exposure among adults in Barcelona, Spain. Journal of Hazardous Materials Advances, 21, 101002 (2026). <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2026.101002>
- Cao, J., Yang, Q., Jiang, J., Dalu, T; Kadushkin, A; Singh, J; Fakhrullin, R; Wang, F; Cai, X; Li, R. Coronas of micro/nano plastics: a key determinant in their risk assessments. Part Fibre Toxicol 19, 55 (2022). <https://doi.org/10.1186/s12989-022-00492-9>
- Christodoulou MC, Stylianou M, Voukkali I, Naddeo V, Barcello D, Kepertis C, Zorbas AA. Unveiling the presence of micro and nanoplastics in human biological matrices: A systematic review covering the latest five years from 2020 to 2025. Sci Total Environment, 29, 1013, 181304. (2026) <https://doi:10.1016/j.scitotenv.2025.181304>
- Ciornii, D.; Hodoroaba, V.-D., Benismail, N.; Fengler, P.; Altmann, K.....; Muniategui,S..... et al. Interlaboratory Comparison Reveals State of the Art in Microplastic Detection and Quantification Methods. Analytical Chemistry, 97(16), 8719–8728 (2025). <https://doi.org/10.1021/acs.analchem.4c05403>
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., Galloway, T.S., 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. Marine Pollution Bulletin 62, 2588–2597. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>
- Cox KD, Covernton GA, Davies HL, Dower JF, Juanes F, Dudas SE. Human Consumption of Microplastics. Environ Sci Technol 53 (12), 7068-7074. (2019) <https://doi:10.1021/acs.est.9b01517>
- De Nido, C.; Centonze, D.; Palermo, C.; González-Sálamo, J.; Hernández-Borges, J. Microplastics in salt: A critical review of contamination, analytical methodologies, and health implications. Journal of Chromatography Open, 8, 100276. (2025) <https://doi.org/10.1016/j.jcoa.2025.100276>

de Souza Machado, A.A., Lau, C.W., Kloas, W., Bergmann, J., Bachelier, J.B., Faltin, E., Becker, R., Görlich, A.S., Rillig, M.C.. Microplastics Can Change Soil Properties and Affect Plant Performance. *Environ. Sci. Technol.* 53, 6044–6052. (2019) <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01339>

Edo, C.; Fernández-Piñas, F.; Leganes, F.; Gómez, M.; Martínez, I.; Herrera, A., Hernández-Sánchez, C.; González-Sálamo, J.; Hernández Borges, J.; López-Castellanos, J., Bayo, J.; Romera-Castillo, C.; Elustondo, D., Santamaría, C.; Alonso, R.; García-Gómez, H.; Gonzalez-Cascon, R.; Martínez-Hernández, V.; Landaburu-Aguirre, J.; Incera, M.; Gago, J., Noya, B.; Beiras, R.; Muniategui-Lorenzo, S.; Rosal, R.; González-Pleiter, M. A nationwide monitoring of atmospheric microplastic deposition. *Science of The Total Environment*, 905, 166923. (2023) <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166923>

EFSA (European Food Safety Authority), Barthélémy E, Cariou R, Castle L, Crebelli R, Di Consiglio E, Hemy Dumas T, Franz R, Grog K, Lambré C, Lampi E, Milana MR, Munoz Guajardo I, Pronk M, Rivière G, da Silva M, Tietz T, Tsochatzis E, Van Hoeck E, 2025. Literature review on micro- and nanoplastic release from food contact materials during their use. EFSA supporting publication 22(10): EN-9733. 53 pp. (2025). <https://doi:10.2903/sp.efsa.2025.EN-9733>

EFSA CONTAM Panel (EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain), 2016. Statement on the presence of microplastics and nanoplastics in food, with particular focus on seafood. *EFSA Journal*, 14(6), 4501 (2016) <https://doi:10.2903/j.efsa.2016.4501>

En-Nejmy, k; EL Hayany, B.; Al-Alawi, M.; Jemo, M.; Hafidi, M.; El Fels, L. Microplastics in soil: A comprehensive review of occurrence, sources, fate, analytical techniques and potential impacts. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 288, 117332 (2024) <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2024.117332>

Evangelou, I.; Bucci, S.; Stohl, A. Atmospheric microplastic emissions from land and ocean. *Nature* (2026). <https://doi.org/10.1038/s41586-025-09998-6>

Fernández-González, V.; Andrade-Garda, J.M.; López-Mahía, P.; Muniategui-Lorenzo, S. Misidentification of PVC microplastics in

- marine environmental samples. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 153, 116649 (2022) <https://doi.org/10.1016/j.trac.2022.116649>
- Fernández-González, V.; Andrade-Garda, J.M.; López-Mahía, P.; Muniategui-Lorenzo, S. Impact of weathering on the chemical identification of microplastics from usual packaging polymers in the marine environment, *Analytica Chimica Acta*, 1142, 179-188 (2021) <https://doi.org/10.1016/j.aca.2020.11.002>
- Ferreiro, B., Andrade, J. M., López-Rosales, A., & Muniategui-Lorenzo, S. (2025). Microplastic Mass Estimation Using Two-Dimensional Chemical Images from Quantum-Cascade Laser-Based Infrared Spectrometers. *Analytical Chemistry*, 97(44), 24458–24467. (2025). <https://doi.org/10.1021/acs.analchem.5c04003>
- Gálvez-Blanca, V.; Edo, C.; González-Pleiter, M.; Albentosa, M.; Bayo, J.; Beiras, R.; Fernández-Piñas, F.; Gago, J.; Gómez, M.; Gonzalez-Cascon, R.; Hernández-Borges, J.; Landaburu-Aguirre, J.; Martínez, I.; Muniategui-Lorenzo, S.; Romera-Castillo, C Rosal, R. Occurrence and size distribution study of microplastics in household water from different cities in continental Spain and the Canary Islands. *Water Research*, 238, 120044 (2023) <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120044>
- Gálvez-Blanca, V.; Edo, C.; González-Pleiter, M.; Fernández-Piñas, F.; Leganés, F.; Rosal, R. Microplastics and non-natural cellulosic particles in Spanish bottled drinking water. *Scientific Reports* 14, 11089. (2024). <https://doi.org/10.1038/s41598-024-62075-2>
- Gao B, Chen L, Wu L, Zhang S, Zhao S, Mo Z, Chen Z, Tu P. Association between microplastics and the functionalities of human gut microbiome. *Ecotoxicol Environ Saf*. 290, 117497. (2025) <https://doi:10.1016/j.ecoenv.2024.117497>
- Gao, S.; Orlowski, N.; Bopf, F.K.; Breuer, L., A review on microplastics in major European rivers. *WIREsWater*: 11:e1713. (2024) <https://doi.org/10.1002/wat2.1713>
- Garcia MA, Liu R, Nihart A, El Hayek E, Castillo E, Barrozo ER, Suter MA, Bleske B, Scott J, Forsythe K, Gonzalez-Estrella J, Aagaard KM, Campen MJ. Quantitation and identification of microplastics accumulation in human placental specimens using pyrolysis gas

- chromatography mass spectrometry. *Toxicol Sci.* 199(1), 81-88. (2024) <https://doi:10.1093/toxsci/kfae021>.
- Geyer, R.; Jambeck, J.R.; Kara Lavender, K. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, 3 (7). 2017. <http://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>
- González-Pleiter, M., Edo, C., Aguilera, Á., Viúdez-Moreiras, D., Pulido-Reyes, G., González-Toril, E., Osuna, S., de Diego-Castilla, G., Leganés, F., Fernández-Piñas, F., Rosal, R. Occurrence and transport of microplastics sampled within and above the planetary boundary layer. *Science of The Total Environment* 761, 143213. (2021) <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143213>
- Hartmann, N. B.; Hüffer, T.; Thompson, R. C.; Hassellov, M.; Verschoor, A.; Daugaard, A. E.; Rist, S.; Karlsson, T.; Brennholt, N.; Cole, M. Are We Speaking the Same Language? Recommendations for a Definition and Categorization Framework for Plastic Debris. *Environ. Sci. Technol.* 53, 1039– 1047 (2019). <https://doi:10.1021/acs.est.8b05297>
- Hossain, R.; Sahajwalla, V. A comprehensive toolkit for micro- to nanoplastic analysis. *Environmental Science: Nano*, 13 (1), 122-149. (2026). <https://doi:10.1039/D5EN00856E>
- Huerta Lwanga, E., Gertsen, H., Gooren, H., Peters, P., Salánki, T., van der Ploeg, M., Besseling, E., Koelmans, A.A., Geissen, V., Microplastics in the Terrestrial Ecosystem: Implications for *Lumbricus terrestris* (Oligochaeta, Lumbricidae). *Environ. Sci. Technol.* 50, 2685–2691. (2016). <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05478>
- ISO, 2024. ISO/DIS 16094-2. Water quality -Analysis of microplastic in water. [WWW Document]. ISO. URL <https://www.iso.org/standard/84460.html> (accessed 11.29.25).
- Ivleva, N.P. Chemical Analysis of Microplastics and Nanoplastics: Challenges, Advanced Methods, and Perspectives. *Chem. Rev.* 121, 11886–11936 (2021) <https://doi.org/10.1021/acs.chemrev.1c00178>
- Jenner, L. C.; Rotchell, J.M; Bennett, R.T.; Cowen, M.; Tentzeris, V.; Sadofsky, L. Detection of microplastics in human lung tissue using μ FTIR spectroscopy. *Sci. Total Environ.* 831, 154907 (2022). <https://doi:10.1016/j.scitotenv.2022.154907>

Jurkschat, L., Gill, A.J., Milner, R. *et al* Using a citizen science approach to assess nanoplastics pollution in remote high-altitude glaciers. *Sci Rep* 15, 1864 (2025). <https://doi.org/10.1038/s41598-024-84210-9>

Kooi, M., Nes, E.H. van, Scheffer, M., Koelmans, A.A. Ups and Downs in the Ocean: Effects of Biofouling on Vertical Transport of Microplastics. *Environ. Sci. Technol.* 51, 7963–7971. (2017). <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04702>

Kumar J, Maurya N. S. Microplastics in Water: Occurrence, Human Health Impact, and Methods of Analysis. *Orient J Chem* 2024;40(3). <http://doi.org/10.13005/ojc/400338>

Kushwaha, M.; Shankar, S.; Goel, D.; Singh, S.; Rahul, J.; Rachna, K.; Singh. Microplastics pollution in the marine environment: A review of sources, impacts and mitigation. *Marine Pollution Bulletin*, 209, 117109. (2024) <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.117109>.

Lacerda A.L., Casotti R., Briand J.-F., Lenoble V., Muniategui-Lorenzo S., Kessler F., Barre A., Moscoso-Pérez C.M., Fernández-González V., Andrade-Garda J.M., Murano C., Donnarumma V., Oreste E., Joyce H., Hannon C., Nash R., Orange F., Frias J., Pedrotti M.L. The plastisphere: a comprehensive description of geographic and temporal community patterns across the Mediterranean Sea and the Atlantic Ocean. *Environmental Research*, 282, 121929. (2025) <https://doi:10.1016/j.envres.2025.121929>

Landrigan PJ, Raps H, Cropper M, et al. The Minderoo–Monaco Commission on plastics and human health. *Ann Glob Health*, 89, 23 (2023) <https://doi:10.5334/aogh.4056>

Landrigan, P.J.; Dunlop, S.; Treskova, M.; Raps, H.; Symeonides, C.; Muncke, J.; et al. . The Lancet Countdown on health and plastics. *The Lancet Health Policy*, 406, 10507, 1044-1062. (2025) [https://doi:10.1016/S0140-6736\(25\)01447-3](https://doi:10.1016/S0140-6736(25)01447-3)

Lebreton, L., Andrade, A. Future scenarios of global plastic waste generation and disposal. *Palgrave Commun* 5, 6 (2019). <https://doi.org/10.1057/s41599-018-0212-7>

Lenoble V., Cindrić A.-M., Briand J.-F., Pedrotti M.L., Lacerda A.L., Muniategui-Lorenzo S., Fernández-González V., Moscoso-Pérez C.M., Andrade-Garda J.M., Casotti R., Murano C., Donnarumma V., Frizzi S., Hannon C., Joyce H., Nash R., Frias J. Bioaccumulation of

- trace metals in the plastisphere: Awareness of environmental risk from a European perspective. Environmental Pollution, 348, 123808. (2024). <https://doi:10.1016/j.envpol.2024.123808>
- Lenz R, Fischer F, Arnold M, Fernández-González V, Moscoso-Pérez CM, Andrade-Garda JM, Muniategui-Lorenzo S, Fischer D. Database of Raman and ATR-FTIR spectra of weathered and biofouled polymers, 2023, <https://doi.org/10.5281/zenodo.8314801>
- León V.M., García I., González E., Samper R., Fernández-González V., Muniategui-Lorenzo S. Potential transfer of organic pollutants from littoral plastics debris to the marine environment. Environmental Pollution, 236, 442-453. (2018) <https://doi:10.1016/j.envpol.2018.01.114>
- Leonard S, Liddle CR, Atherall CA, Chapman E, Watkins M, D J Calaminus S, Rotchell JM. Microplastics in human blood: Polymer types, concentrations and characterisation using μ FTIR. Environ Int. 188,108751. (2024) <https://doi:10.1016/j.envint.2024.108751>
- Leslie HA, van Velzen MJM, Brandsma SH, Vethaak AD, Garcia-Vallejo JJ, Lamoree MH. Discovery and quantification of plastic particle pollution in human blood. Environ Int. 163,107199. (2022) <https://doi:10.1016/j.envint.2022.107199>
- Li, Shitong, Ding, F., Flury, M., Wang, Z., Xu, L., Li, Shuangyi, Jones, D.L., Wang, J., Macro- and microplastic accumulation in soil after 32 years of plastic film mulching. Environmental Pollution 300, 118945. (2022) <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.118945>
- López-Rosales A., Ferreiro B., Andrade J., Fernández-Amado M., González-Pleiter M., López-Mahía P., Rosal R., Muniategui-Lorenzo S. A reliable method to determine airborne microplastics using quantum cascade laser infrared spectrometry. Science of the Total Environment, 913, 169678. (2024) <https://doi:10.1016/j.scitotenv.2023.169678>
- López-Rosales, A., Andrade, J. M., Ferreiro, B., & Muniategui, S. (2025a). Sample-based subsampling strategies to identify microplastics in the presence of a high number of particles using quantum-cascade laser-based infrared imaging. Talanta, 292, 127915. (2025). <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2025.127915>

- López-Rosales, A., Andrade, J. M., Grueiro-Noche, G., Fernández-González, V., López-Mahía, P., & Muniategui-Lorenzo, S. (2021). Development of a fast and efficient method to analyze microplastics in planktonic samples. *Marine Pollution Bulletin*, 168, 112379. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112379>
- López-Rosales, A., Ferreiro, B., Andrade, J. M., Kerstan, A., Robey, D., & Muniategui, S. (2025b). Reviewing the fundamentals and best practices to characterize microplastics using state-of-the-art quantum-cascade laser reflectance-absorbance spectroscopy. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 188, 118229. (2025). <https://doi.org/10.1016/j.trac.2025.118229>
- López-Rosales, A.; Andrade, J.M; García-Tejedor, P.; del Castillo-Busto, M.E; Iglesias-Cambón, E.; Muniategui-Lorenzo, S., Reliable methodologies to determine microplastics in mussels: Enhanced digestion protocols, transference to gold-coated filters and determination via laser-based transreflectance infrared spectrometry, *Marine Pollution Bulletin*, 222, 118711 (2026) <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.118711>
- Marfella, R.; et al. Microplastics and nanoplastics in atherosomas and cardiovascular events. *N. Engl. J. Med.* 390, 900–910 (2024). <https://DOI:10.1056/NEJMoa2309822>
- Maurizi L, Simon-Sánchez L, Vianello A, Nielsen AH, Vollertsen J. Every breath you take: High concentration of breathable microplastics in indoor environments. *Chemosphere*, 361, 142553. (2024) <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.142553>
- Mir, M.; Azhar M.; Khan, A.; Banik, B.K.; Hasnain, S.M; Alzayer, L.; Andrews, K; Abba, S.I. Microplastics in food products: Prevalence, artificial intelligence based detection, and potential health impacts on humans. *Emerging Contaminants*, 11 (2), 100477 (2025) <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2025.100477>
- Monclús, L., Arp, H.P.H., Groh, K.J. et al. Mapping the chemical complexity of plastics. *Nature* 643, 349–355 (2025). <https://doi.org/10.1038/s41586-025-09184-8>
- Monikh F, Materić D, Valsami-Jones E, Grossart HP, Altmann K, Holzinger R, Lynch I, Stubenrauch J, Peijnenburg W. Challenges in

- studying microplastics in human brain. *Nat Med.* 31(12), 4034-4035. (2025) <https://doi:10.1038/s41591-025-04045-3>.
- Napper, I.E., Davies, B.F.R., Clifford, H., Elvin, S., Koldewey, H.J., Mayewski, P.A., Miner, K.R., Potocki, M., Elmore, A.C., Gajurel, A.P., Thompson, R.C. Reaching New Heights in Plastic Pollution—Preliminary Findings of Microplastics on Mount Everest. *One Earth* 3, 621–630. (2020). <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.10.020>
- Nassar, S.; Tatan, B.; Mortula, M.M.; Fattah, K.P.; Atabay, S. Microplastics Contamination on the Surfaces of Fruits and Vegetables: Abundance, Characteristics, and Exposure Assessment. *Microplastics* 2025, 4, 61. <https://doi.org/10.3390/microplastics4030061>
- Nihart, A.J.; Garcia, M.A.; El Hayek, E.; Liu, R.; Olewine, M.; Kingston, J.D.; Castillo, E.F.; Gullapalli, R.R.; Howard, T.; Bleske, B.; Scott, J.; Gonzalez-Estrella, J.; Gross, J.M.; Spilde, M.; Adolphi, N.L.; Gallego, D.F.; Jarrell, H.S.; Dvorscak, G.; Zuluaga-Ruiz, M.E.; West, A.B.; Campen, M.J. Bioaccumulation of microplastics in decedent human brains. *Nature Medicine*, 31, 1114–1119. (2025) <https://doi.org/10.1038/s41591-024-03453-1>
- OECD, 2022 Global Plastics Outlook: Policy Scenarios to 2060, OECD Publishing, Paris, <https://doi.org/10.1787/aa1edf33-en>).
- Plastic Europe, 2025. Plastics the Fast Facts 2025. Producción de plásticos a nivel mundial y europeo e indicadores económicos. Plastics Europe AISBL.
- Pletz, M., Ingested microplastics: Do humans eat one credit card per week? *J. Hazard. Mater. Lett.* 3, 100071 (2022). <https://doi.org/10.1016/j.hazl.2022.100071>
- Prata JC, da Costa JP, Duarte AC, Rocha-Santos T. Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: A critical review. *Trends Anal Chem.* 110, 150–159. (2019) <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.029>
- Primpke S, Christiansen SH, Cowger W, et al. Critical Assessment of Analytical Methods for the Harmonized and Cost-Efficient Analysis of Microplastics. *Applied Spectroscopy*, 74(9), 1012-1047. (2020) <https://doi:10.1177/0003702820921465>

Ragusa, A.; Svelato, A.; Santacroce, C.; Catalano, P.; Notarstefano, V.; Carnevali, O.; Papa, F., Rongioletti, M.C.A; Baiocco, f.; Draghi, S.; D'Amore, E., Rinaldo, D.; Matta, M.; Giorgini, E. Plasticenta: First evidence of microplastics in human placenta. *Environment International*, 146, 106274 (2021).
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106274>.

Rauert, C., Charlton, N., Bagley, A., Dunlop, S.A., Symeonides, C., Thomas, K.V. Assessing the efficacy of pyrolysis-gas chromatography-mass spectrometry for nanoplastic and microplastic analysis in human blood. *Environ. Sci. Technol.* 59(4):1984-1994. (2025)
<https://doi.org/10.1021/acs.est.4c12599>

Rødland, E.S., Heier, L.S., Lind, O.C., Meland, S., High levels of tire wear particles in soils along low traffic roads. *Science of The Total Environment* 903, 166470. (2023).
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166470>

Ryan, A.C., Allen, D., Allen, S. *et al.* Transport and deposition of ocean-sourced microplastic particles by a North Atlantic hurricane. *Commun Earth Environ* 4, 442 (2023). <https://doi.org/10.1038/s43247-023-01115-7>

Sadique S.A.; Konarova, M.; Niu,X.; Szilagyi, I.; Nirmal, N.; Li, L. Impact of microplastics and nanoplastics on human Health: Emerging evidence and future directions. *Emerging Contaminants*, 11 (3), 100545. (2025)
<https://doi.org/10.1016/j.emcon.2025.100545>.

Sánchez-Piñero J., Concha-Graña E., Moreda-Piñeiro J., López-Mahía P., Muniategui-Lorenzo S. Exploring the release of microplastics' additives in the human digestive environment by an in vitro dialysis approach using simulated fluids). *Science of the Total Environment*, 977, 179333. (2025) <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.179333>

Schwabl P, Köppel S, Königshofer P, Bucsics T, Trauner M, Reiberger T, Liebmann B. Detection of Various Microplastics in Human Stool: A Prospective Case Series. *Ann Intern Med.* 171(7),453-457. (2019).
<https://doi.org/10.7326/M19-0618>.

Shi, X.; Chen, Z.; Wei, W.; Chen, J.; Bing-Jie Nia, B. Toxicity of micro/nanoplastics in the environment: Roles of plastisphere and eco-corona. *Soil & Environmental Health*, 1, 100002 (2023).
<https://doi.org/10.1016/j.seh.2023.100002>

- Sjollema, S.B., Redondo-Hasselerharm, P., Leslie, H.A., Kraak, M.H.S., Vethaak, A.D., Do plastic particles affect microalgal photosynthesis and growth? *Aquatic Toxicology* 170, 259–261. (2016). <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2015.12.002>
- Sussarellu, R., Suquet, M., Thomas, Y., Lambert, C., Fabioux, C., Pernet, M.E.J., Goic, N.L., Quillien, V., et al. Oyster reproduction is affected by exposure to polystyrene microplastics. *PNAS* 113, 2430–2435. (2016). <https://doi.org/10.1073/pnas.1519019113>
- Talbot, R., Chang, H. Microplastics in freshwater: A global review of factors affecting spatial and temporal variations. *Environmental Pollution* 292, 118393. (2022). <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118393>
- Ten Hietbrink S, Materić D, Holzinger R, Groeskamp S, Niemann H. Nanoplastic concentrations across the North Atlantic. *Nature* 643(8071):412-416. (2025) <https://doi.org/10.1038/s41586-025-09218-1>
- Terán-Baamonde J., Soto-Ferreiro R.-M., Alonso-Rodríguez E., Carlosena-Zubieta A., Muniategui-Lorenzo S. Human health risk assessment of metals from bio-based microplastics using a bioavailability gastrointestinal digestion model. *Environmental Pollution*, 391, 127582, (2026). <https://doi:10.1016/j.envpol.2025.127582>
- Thompson RC, Olsen Y, Mitchell RP, Davis A, Rowland SJ, John AW, McGonigle D, Russell AE. Lost at sea: where is all the plastic? *Science* 304(5672), 838 (2004) <https://doi:10.1126/science.1094559>
- Thompson, R.C., Olsen, Y., Mitchell, R.P., Davis, A., Rowland, S.J., John, A.W.G., McGonigle, D., Russell, A.E. Lost at Sea: Where Is All the Plastic? *Science* 304, 838–838., (2004) <https://doi.org/10.1126/science.1094559>
- Thompson, R.C.; Courtene-Jones, W.; Boucher, J. Pahl, S.; Raubenheimer, K.; Koelmans A.A. *Science*, 386 (6720). (2024) <https://orcid.org/0000-0001-7176-4356>
- UNEP, 2023. United Nations Environment Programme and Secretariat of the Basel, Rotterdam and Stockholm Conventions (2023). Chemicals in plastics: a technical report. Geneva. <https://www.unep.org/resources/report/chemicals-plastics-technical-report>

- UNEP, 2021. United Nations Environment Programme-UNEP (2021). From Pollution to Solution: A global assessment of marine litter and plastic pollution. Nairobi. <https://www.unep.org/resources/pollution-solution-global-assessment-marine-litter-and-plastic-pollution>
- Wagner, M.; Monclús, L.; Arp, HP.; Groh, H.J.; Løseth, M.E.; Muncke, J.; Wang, Z., Wolf, R.; Zimmermann, L. (2024) State of the science on plastic chemicals – Identifying and addressing chemicals and polymers of concern, <http://dx.doi.org/10.5281/zenodo.10701706>.
- World Health Organization (WHO), 2022. Dietary and inhalation exposure to nano- and microplastic particles and potential implications for human health.
- Xu, J. L., Wright, S., Rauert, C., & Thomas, K. V. (2025). Are microplastics bad for your health? More rigorous science is needed. *Nature*, 639. <https://doi.org/10.1038/d41586-025-00702-2>
- Zalasiewicz, J.; Waters, C.N; Ivar do Sul, J.A.; Corcoran, P.L.; Barnosky, A.D.; Cearreta A.; Edgeworth, M.; Galuszka, A.; Jeandel, C.; Leinfelder, R.; McNeill, J.R., Steffen, W., Summerhayes, C.; Wagreich, M; Williams, M.; Wolfe, A.P.; Yonan, Y. The geological cycle of plastics and their use as a stratigraphic indicator of the Anthropocene. *Anthropocene*, 13, 4-17. (2016) <https://doi.org/10.1016/j.ancene.2016.01.002>
- Zhang, J.; Liu, Y.; Zhao, L.; Peng, C.; Wang, L. Microplastics and nanoplastics in drinking water and beverages: occurrence and human exposure. *J. Environ. Expo. Assess.* 3, 24. (2024) <http://dx.doi.org/10.20517/jeea.2024.37>
- Zhao, S., Kvale, K.F., Zhu, L. et al. The distribution of subsurface microplastics in the ocean. *Nature* 641, 51–61 (2025). <https://doi.org/10.1038/s41586-025-08818-1>