

MICROPLÁSTICOS EN ECOSISTEMAS INSULARES: VECTORES DE CONTAMINACIÓN QUÍMICA

Zoraida Sosa-Ferrera, María Esther Torres-Padrón, Sarah Montesdeoca-Esponda, Rayco Guedes-Alonso, José Juan Santana-Rodríguez

Instituto Universitario de Estudios Ambientales y Recursos Naturales (i-UNAT), Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, 35017 Las Palmas de Gran Canaria
josejuan.santana@ulpgc.es, www.aqma.ulpgc.es, www.iunat.ulpgc.es

Abstract

Los microplásticos (MP), resultado de la fragmentación de residuos plásticos, se han convertido en un problema ambiental de escala global. Su persistencia, flotabilidad y capacidad de transporte hacen que se acumulen en ecosistemas marinos, especialmente en zonas costeras insulares. Más allá del impacto físico que pueden causar a los organismos marinos que los ingieren, estas partículas actúan como vectores de transmisión de microcontaminantes químicos, incluyendo compuestos orgánicos persistentes y contaminantes emergentes como filtros UV, fármacos y hormonas, facilitando su transporte y acumulación en organismos vivos.

Este artículo presenta un resumen de los resultados de las investigaciones desarrolladas en playas de las Islas Canarias, referidas a la presencia de microcontaminantes adsorbidos en MP utilizando técnicas analíticas avanzadas y sostenibles. La presencia de estos compuestos subraya la necesidad de evaluar con precisión su origen, comportamiento y riesgo ecológico en entornos especialmente vulnerables como los ecosistemas insulares.

1. Introducción

El uso masivo de productos plásticos y la deficiente gestión de sus residuos han generado una acumulación alarmante de desechos plásticos en el medio ambiente. Este problema, de alcance global, afecta especialmente a los ecosistemas marinos y costeros. La mayoría de estos plásticos no se biodegradan, pero sí se fragmentan lentamente por acción de la radiación solar y otros procesos físicos y químicos, generando partículas de pequeño tamaño conocidas como MP. Su flotabilidad, persistencia y transporte por las corrientes oceánicas han favorecido su dispersión en todos los mares del planeta, desde zonas urbanas hasta entornos remotos [1].

Diversos estudios han confirmado la presencia de MPs en sedimentos, aguas superficiales y organismos marinos de regiones insulares como las Islas Canarias, entre otras. La mayor parte de estos

contaminantes proviene de fuentes terrestres - aguas residuales, vertederos, escorrentías fluviales o transporte atmosférico - que representan hasta el 80% de la carga total, aunque también existen fuentes marinas relevantes, como la pesca o el tráfico marítimo. A la preocupación por su ubicuidad se suma el hecho de que los MP pueden actuar como vectores de transmisión de microcontaminantes antropogénicos presentes en el medio marino adsorbidos sobre su superficie. Esta capacidad de transporte facilita su acumulación y biodisponibilidad, incrementando el riesgo de transferencia a organismos marinos a través de la ingestión, con posibles efectos tanto físicos como químicos [2,3].

La adsorción de contaminantes está influenciada por múltiples factores, incluyendo el tipo de polímero, el estado de envejecimiento del MP, y las propiedades fisicoquímicas del entorno (salinidad, temperatura, pH), así como las características de los contaminantes (por ejemplo, su hidrofobicidad). Se ha observado que los MP más envejecidos y oscuros presentan una mayor afinidad por la adsorción de compuestos orgánicos, actuando además como fuente secundaria de estos compuestos tóxicos en el medio marino, y representando así una fuente adicional de contaminación química [4,5].

Entre los contaminantes orgánicos adsorbidos en los MP, se encuentran contaminantes orgánicos persistentes como hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), bifenilos policlorados (BPC), compuestos perfluorados (PF), así como contaminantes emergentes (CE) como productos farmacéuticos, filtros UV (FUV) y hormonas esteroideas. La presencia simultánea de múltiples contaminantes con diferente comportamiento ambiental complica su estudio y hace necesaria la implementación de metodologías analíticas sensibles, específicas y sostenibles [6]. En este contexto, se han desarrollado técnicas basadas en extracción asistida por ultrasonido (EAU) combinadas con cromatografía de líquidos de ultra alta eficacia acoplada a la espectrometría de masas en tándem (UHPLC-MS/MS), que permiten la detección y determinación eficiente de estos compuestos en MP con un enfoque más verde y respetuoso con el medio ambiente.

Las zonas costeras actúan como sumideros de MP debido a las dinámicas locales (viento, oleaje y corrientes), así como al arrastre desde regiones distantes. Por ello, los ecosistemas insulares ofrecen un contexto único para el estudio de la interacción entre los MP y contaminantes emergentes [7].

En este artículo se presentan los resultados obtenidos en playas seleccionadas de las Islas Canarias, caracterizadas por su alta presión turística, densidad poblacional y actividad pesquera. El estudio incluye la detección y determinación de una amplia gama de contaminantes emergentes adsorbidos en MP, y se discute su distribución, fuentes potenciales y las posibles implicaciones para la salud de los ecosistemas marinos. La selección de la playa para este estudio se basó en tres criterios: las más visitadas por turistas nacionales y extranjeros, aquellas en que en sus alrededores existen comunidades densamente pobladas, y aquellas situadas en zonas con gran actividad pesquera. Se ha realizado un estudio exhaustivo para monitorear la presencia de CE, en concreto doce FUV y estabilizadores UV (EUV), nueve compuestos farmacéuticos de diferente uso terapéutico y trece hormonas esteroideas.

2. Metodología: EAU-UHPLC-MS/MS

Para identificar y cuantificar los compuestos adsorbidos en los MP, se han aplicado técnicas analíticas sensibles y sostenibles. Una de las más destacadas es la EAU, una técnica eficiente y sostenible para recuperar microcontaminantes adsorbidos sobre la superficie de los MP. Esta técnica aprovecha la cavitación acústica generada por ondas ultrasónicas para desestabilizar las interacciones entre los contaminantes y la superficie polimérica, favoreciendo su liberación sin necesidad de procesos agresivos. Además, se reduce considerablemente el tiempo de extracción en comparación con métodos tradicionales como la agitación o el Soxhlet, y se requiere un menor volumen de disolventes orgánicos, alineándose con los principios de la química verde. Además, es una técnica económica, de fácil implementación y respetuosa con el medio ambiente. Para maximizar la eficiencia de la extracción, es necesario optimizar varias variables, como el tipo y volumen del disolvente (según la polaridad de los CE), el tiempo de sonicación o la masa de muestra. Un tiempo y temperatura excesivos pueden degradar los analitos o la matriz, mientras que valores bajos podrían resultar en una extracción incompleta. Por tanto, un diseño experimental adecuado es clave para lograr una extracción reproducible, cuantitativa y representativa de los contaminantes presentes en MP. Por otro lado, la baja concentración a la que se encuentran los CE en el medio marino requiere el uso de metodologías de determinación sensibles y selectivas como la UHPLC-MS/MS.

Brevemente, se colocaron 300 ± 30 mg de muestras de MP en viales de vidrio de 10 mL, añadiendo posteriormente metanol hasta alcanzar el volumen optimizado. La mezcla fue sometida a un proceso de EAU bajo condiciones optimizadas para cada familia de contaminantes. Tras la extracción, el disolvente se evaporó bajo una corriente de nitrógeno y el residuo se reconstituyó en 1 mL de metanol. Finalmente, el extracto se transfirió a un vial cromatográfico para su análisis mediante UHPLC-MS/MS. Todos los análisis se realizaron por triplicado ($n = 3$).

3. Determinación de contaminantes emergentes adsorbidos en MP

3.1. Productos de cuidado personal: FUV y EUV

Los FUV y EUV son compuestos químicos que forman parte de la composición habitual de protectores solares y otros productos de cuidado personal como cremas, tintes o maquillajes para proteger de la radiación solar. Con el mismo objetivo se añaden también en todo tipo de utensilios de plástico, pinturas o textiles, entre otros [8]. Por tanto, pueden llegar al medio marino, tanto a través de descargas de aguas residuales ineficazmente tratadas para su eliminación, como por entrada directa en áreas recreativas acuáticas [9,10]. Debido a su amplia utilización y su continua introducción en el medio, resulta fundamental considerar el impacto de estos compuestos.

En general, el comportamiento lipofílico de la mayoría de los FUV y EUV favorece su acumulación en tejidos, detectándose en numerosos organismos acuáticos, incluyendo delfines [11], peces [12], mejillones [13], algas [14], corales [15] o bacterias [16]. Una vez asimilados por la flora o fauna marinas, algunos de estos compuestos, que producen disrupción endocrina, presentan numerosos efectos nocivos, especialmente relacionados con la reproducción y el desarrollo de los organismos. Destaca también su implicación en el blanqueamiento de corales. Además, se consideran contaminantes persistentes con capacidad de biomagnificación a lo largo de la cadena trófica [17]. Esta naturaleza hidrofóbica también hace que los FUV y EUV tengan tendencia a adsorberse sobre los MP presentes en el océano.

Para el estudio de estas dos familias de CE, se desarrolló una metodología basada en EAU seguida por UHPLC-MS/MS para la determinación de doce FUV y EUV en MP recogidos en playas [18]. La optimización de las condiciones de extracción se realizó mediante un diseño experimental de 2 variables (tiempo de extracción y volumen de disolvente) con 3 niveles. El tipo de disolvente usado como extractante también fue testado en un diseño posterior, y finalmente las condiciones de trabajo se establecieron en: 300 mg de muestra, 3 mL de

metanol como extractante, y un tiempo de sonicación de 30 min. En estas condiciones, se calcularon límites de detección y cuantificación en los rangos de 0,01-0,69 y 0,02-2,29 ng·g⁻¹, respectivamente. La precisión intra-día, expresada como desviación estándar relativa, se mantuvo en un máximo de 22% en todos los casos, mientras que la inter-día fue de 28%.

En las trece playas estudiadas, se determinó la presencia de diez de los doce compuestos analizados, con concentraciones que variaron entre 1 y 4031 ng·g⁻¹, dependiendo de la playa y del compuesto. Las muestras se dividieron en dos grupos: fragmentos (F) y pellets (P). En todas ellas se detectó al menos un compuesto de la lista de analizados, y tanto la presencia de UVF como de EUV fue más común en F que en P, lo que sugiere que ambos tienen una mayor afinidad por superficies rugosas. Las playas estudiadas fueron diversas, desde áreas muy turísticas hasta lugares menos frecuentados por visitantes. También se incluyeron playas caracterizadas por la práctica de deportes acuáticos como el surf o el buceo. En la Fig. 1 se ilustra la frecuencia de detección de ambos grupos de CE en las muestras de F y P analizadas.

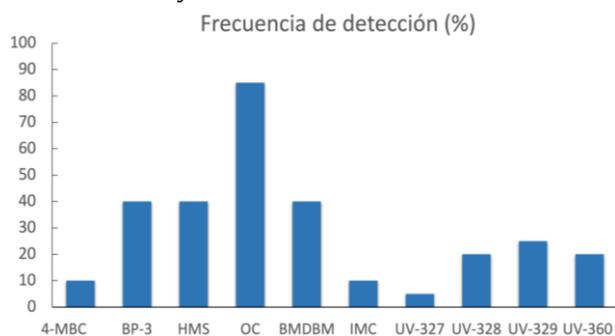


Fig. 1. Frecuencia de detección de los filtros UV (FUV) y estabilizadores UV (EUV) en las muestras (sumatorio de fragmentos y pellets).

El grupo de EUV presentó una frecuencia de detección y concentraciones menores que la de los FUV, aunque su presencia fue más extendida, ya que se detectaron en casi todas las islas. El UV-329 fue el más frecuentemente detectado, encontrándose en un 25% de las muestras, con concentraciones entre 17 y 39 ng·g⁻¹. Los UV-360 y UV-328 se encontraron en un 20% de las muestras, pero con concentraciones más altas, de 57 a 127 ng·g⁻¹ y de 6 a 58 ng·g⁻¹, respectivamente.

Respecto a los FUV, el OC (octocrileno) se determinó en las mayores concentraciones y frecuencias (presente en el 85% de las muestras). Compuestos como el BP-3 (benzofenona-3), HMS (homosalato) y BMDMB (butil-metoxidibenzoilmetano) también fueron comúnmente detectados (en el 40% de las muestras), con concentraciones de 1-157 ng·g⁻¹, 161-528 ng·g⁻¹ y 1-59 ng·g⁻¹, respectivamente. Otros como 4-MBC (4-metilbencilideno canfor) e IMC

(isoamil p-metoxicinamato) solo se encontraron en el 10% de las muestras.

3.2. Residuos farmacéuticos

El rápido crecimiento de la población mundial ha provocado la producción y el consumo de importantes cantidades de compuestos farmacéuticos. Estos compuestos llegan al medio natural, principalmente, a través de las plantas de tratamiento de aguas residuales (EDAR), ya que los sistemas convencionales de tratamiento no están diseñados para eliminarlos [19]. Estos compuestos se consideran contaminantes pseudopersistentes debido a su entrada continua y a la exposición crónica de los organismos acuáticos a los mismos. Además, su entrada en el medio ambiente no se produce sólo en forma del principio activo original sino también en forma de metabolitos y/o productos de transformación (PT), los cuales pueden no estar identificados y encontrarse en concentraciones más elevadas que las sustancias conocidas, con una toxicidad igual o mayor que los compuestos originales [20].

Diversos residuos farmacéuticos (RF), como antibióticos, antidepresivos y betabloqueantes, se han detectado en aguas superficiales y algunos estudios han demostrado que pueden adsorberse en MP, por lo que la presencia de éstos podría afectar al destino y al transporte de diversos RF en entornos acuáticos [21, 22]. Santana-Viera et al. (2021) [23] han puesto a punto una metodología para la extracción y determinación de los RF más utilizados por la población y adsorbidos en MP. Se estudiaron diez compuestos pertenecientes a grupos terapéuticos diferentes: antineoplásicos como la ciclofosfamida y tamoxifeno, anticonvulsivantes como la carbamazepina, estimulantes como la nicotina, cafeína y paraxantina, antihipertensivos como el atenolol, reguladores de lípidos como el gemfibrozil y antibióticos como trimetoprima y eritromicina, mediante EAU-UHPLC-MS/MS.

En condiciones óptimas, en P vírgenes, se obtuvieron eficiencias de extracción que oscilaron entre el 42 y el 97% para los compuestos seleccionados, con límites de detección entre 0,3 y 16 ng·g⁻¹ y límites de cuantificación entre 0,9 y 59 ng·g⁻¹ para todos los compuestos. La aplicabilidad del método propuesto se llevó a cabo con el análisis de muestras de MP procedentes de diferentes playas de las Islas Canarias. Se detectaron todos los compuestos estudiados, con una frecuencia de aparición que varió entre el 17 y el 83% y concentraciones que oscilaron entre 24 y 111 ng·g⁻¹. Los compuestos detectados con mayor frecuencia fueron el antibiótico trimetoprima, la cafeína como estimulante y el anticonvulsivante carbamazepina. Por otro lado, los compuestos detectados con menor frecuencia fueron la nicotina y los dos compuestos citostáticos seleccionados. Los

valores máximos de concentración se obtuvieron para el atenolol (99-111 ng·g⁻¹), tamoxifeno (96-101 ng·g⁻¹) y ciclofosfamida (103 ng·g⁻¹).

3.3. Hormonas esteroideas

Otra familia de contaminantes emergentes que ha despertado el interés y la preocupación de la comunidad científica son las hormonas esteroideas. Este tipo de compuestos, que incluye hormonas tanto naturales como sintéticas, es liberado al entorno principalmente a través de aguas residuales, ya que las plantas de tratamiento convencionales no están diseñadas para eliminarlos eficazmente [24]. Su presencia en el mar, aunque sea en concentraciones traza (nanogramos a picogramos por litro), puede alterar el desarrollo y la reproducción de organismos acuáticos, por lo que destacan sus efectos de disrupción endocrina, tanto a corto como a largo plazo [25]. Esto ocurre debido a su estructura química, caracterizada por una alta lipofilicidad y una baja solubilidad en agua, lo que provoca que las hormonas esteroideas tiendan a persistir en el medio ambiente y a bioacumularse en los organismos vivos [26]. Todo ello ha llevado a que diversos organismos internacionales, entre ellos la Unión Europea, hayan incluido este tipo de compuestos en sus regulaciones. En particular, tres estrógenos, 17β-estradiol (E2), estrona (E1) y 17α-etinilestradiol (EE2), han sido incluidos como sustancias prioritarias en la Directiva Marco del Agua de la Unión Europea (Directiva 2000/60/CE) y sus actualizaciones. Antes de ser designados como sustancias prioritarias, estos estrógenos formaron parte de la llamada Watch List (o lista de vigilancia) de la UE, creada para identificar compuestos potencialmente peligrosos sobre los que no se disponía de datos suficientes para una evaluación completa del riesgo. En las sucesivas listas de seguimiento que se han ido publicando, se han propuesto otras hormonas esteroideas como el levonorgestrel y la noretisterona debido a su fuerte actividad endocrina y uso generalizado en productos farmacéuticos. Sin embargo, su inclusión no ha sido aprobada debido a la falta de métodos suficientemente sensibles para detectarlos a concentraciones ambientales relevantes [27]. La capacidad de las hormonas esteroideas para adsorberse sobre MP se explica por su conocido comportamiento en medios acuáticos. Diversos estudios han demostrado que estas sustancias tienden a asociarse preferentemente a fases sólidas como partículas en suspensión, coloides o sedimentos. Por ejemplo, se ha observado que entre un 5 y un 35% del 17β-estradiol y hasta el 100% del etinilestradiol pueden adsorberse sobre materia particulada en suspensión, en función de factores estacionales y de la matriz concreta. En un estudio estacional en el estuario del Yangtsé, se comprobó que entre el 16 y el 88% de la carga total de estrógenos se encontraba en la fracción particulada, y que el EE2 ni siquiera era detectable en la fase acuosa [28]. Por todo ello, en nuestro caso, se desarrolló y

validó una metodología analítica basada en extracción asistida por EAU-UHPLC-MS/MS para la determinación de trece hormonas esteroideas adsorbidas en MP recogidos en playas con diferentes características [29]. En las condiciones optimizadas, los límites de detección y cuantificación obtenidos oscilaron entre 0,07 y 27,5 ng·g⁻¹, y entre 0,23 y 91,7 ng·g⁻¹, respectivamente. Las recuperaciones relativas fueron superiores al 80% para la mayoría de los analitos en los tres niveles de concentración ensayados (100, 500 y 1000 ng·g⁻¹), con desviaciones estándar relativas por debajo del 20%. La metodología fue aplicada a muestras reales de F plásticos y P recolectados en ocho playas del archipiélago canario. En el 60% de las muestras se detectó al menos una hormona esteroidea, y en algunos casos se identificaron hasta siete compuestos distintos en una misma muestra. Las concentraciones detectadas oscilaron entre valores inferiores al límite de cuantificación y 157 ng·g⁻¹. Las hormonas progestágenas fueron las más frecuentes, destacando el norgestrel, presente en el 37% de las muestras. Los mayores niveles y variedad de hormonas se encontraron en la playa de Arenas Blancas (El Hierro), considerada un punto caliente de acumulación de MP. En la Fig. 2A se puede observar la distribución de la concentración total de las diferentes familias de hormonas esteroideas encontradas en las distintas playas estudiadas. Asimismo, las mayores concentraciones de norgestrel se localizaron en playas cercanas a emisarios submarinos, lo que sugiere una relación directa entre esta fuente de contaminación y la presencia de hormonas adsorbidas en los MP (Fig. 2B). Estos resultados refuerzan la tesis de una importante relación entre las hormonas esteroideas y los sólidos presentes en los ecosistemas marinos, entre los que se encuentran los MP, los cuales pueden actuar como vectores de contaminación para estos compuestos.

4. Conclusiones e implicaciones

Los MP no solo representan una amenaza ambiental por su persistencia y ubicuidad en los océanos, sino que también actúan como vectores eficientes para la dispersión de microcontaminantes de origen antropogénico, incluidos productos de cuidado personal como los FUV, productos farmacéuticos y hormonas esteroideas. Esta doble función - residuo físico y transportador químico - agrava su impacto en los ecosistemas marinos, especialmente en contextos insulares con alta vulnerabilidad ecológica.

Los resultados obtenidos en este estudio realizado en playas de las Islas Canarias confirman la presencia de múltiples contaminantes emergentes adsorbidos en MP, lo que pone de manifiesto la necesidad de comprender mejor sus fuentes, mecanismos de transporte, y efectos ecológicos. La proximidad a áreas urbanas, turísticas y con actividad pesquera intensiva, junto con factores oceanográficos locales, influyen en la distribución de estos contaminantes.

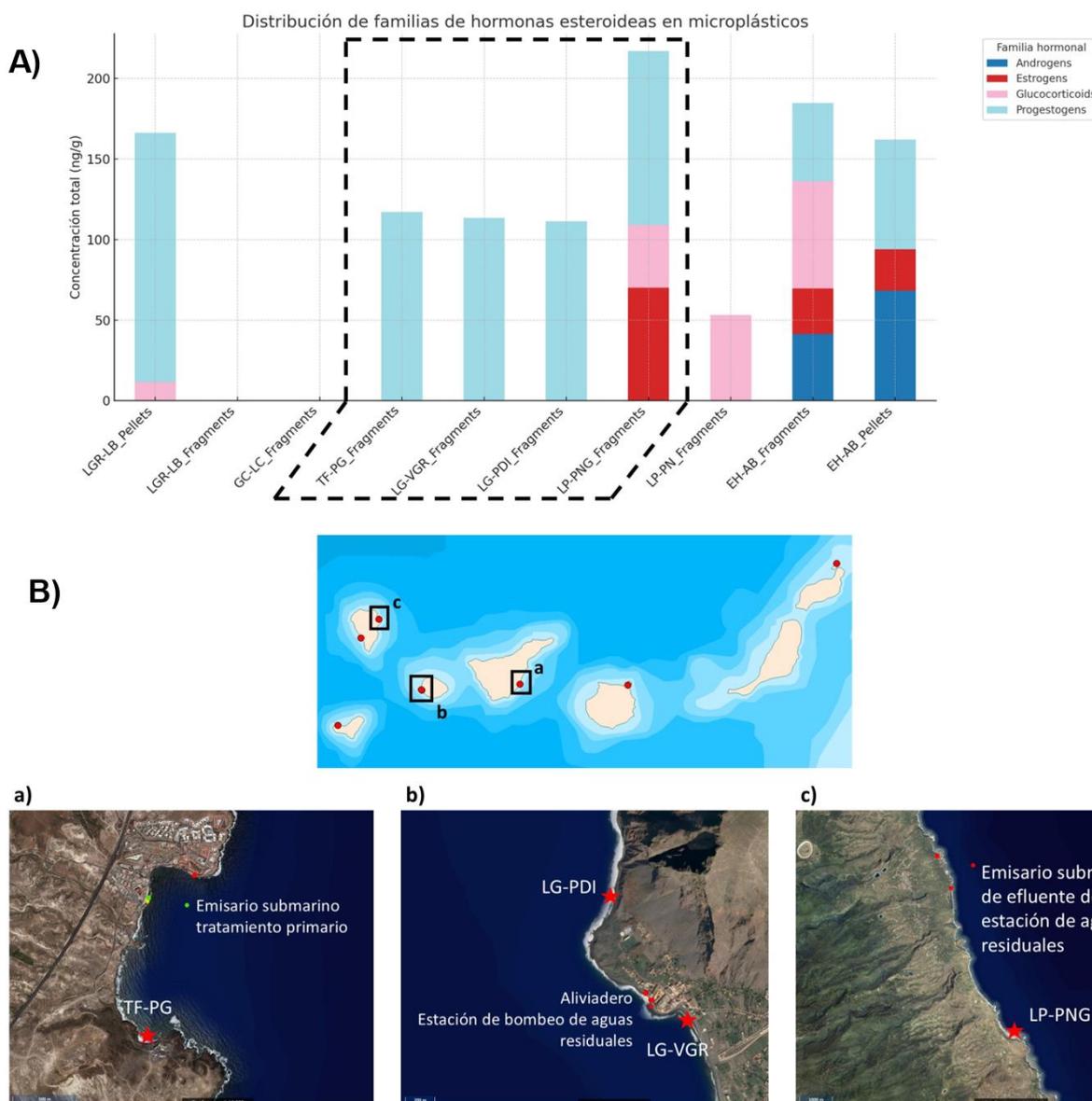


Fig. 2. Distribución de concentraciones totales de las diferentes familias de hormonas esteroideas en distintas playas (A) y, localización de playas cercanas a emisarios submarinos (B). LGR-LB: Playa Lambra (Isla de La Graciosa), GC-LC: Playa de Las Canteras (Isla de Gran Canaria), TF-PG: Playa Grande (Isla de Tenerife), LG-VGR: Playa de Valle Gran Rey (Isla de La Gomera), LG-PDI: Playa del Inglés (Isla de la Gomera), LP-PNG: Playa de Nogales (Isla de La Palma), LP-PN: Playa de Puerto Naos (Isla de La Palma), EH-AB: Playa de Arenas Blancas (Isla del Hierro). Modificada desde ref. [29].

Resulta fundamental implementar estrategias integradas que aborden tanto la reducción de residuos plásticos como el control de la emisión de contaminantes emergentes. Asimismo, se requieren esfuerzos sostenidos para mejorar la gestión de aguas residuales, fuente principal de MP y microcontaminantes en áreas costeras. La utilización de metodologías analíticas avanzadas, como la EAU-UHPLC-MS/MS, resulta clave para detectar y cuantificar de manera eficiente estos compuestos, contribuyendo a una evaluación más precisa del riesgo ambiental.

La ingestión de MP contaminados por parte de organismos marinos plantea serias preocupaciones

sobre la transferencia de estos compuestos tóxicos a lo largo de la cadena trófica, con implicaciones potenciales para la salud humana. Por tanto, se hace urgente promover líneas de investigación que profundicen en los patrones de transporte y transformación de microcontaminantes asociados a los MP, en distintos tipos de ecosistemas insulares. Además, es esencial desarrollar políticas de prevención y mitigación que combinen ciencia, innovación tecnológica y gestión ambiental. Por último, destacar la complejidad de la problemática de los MP y la contaminación asociada, especialmente en el contexto de ecosistemas insulares que merecen una atención particular debido a su sensibilidad y valor ecológico.

Agradecimientos

Estas investigaciones han sido financiadas parcialmente a través del proyecto MAC 2/1.1^a/265 (IMPLAMAC) del Programa de Cooperación de la Unión Europea INTERREG MAC 2014-20. Los autores también quieren agradecer al grupo EOMAR de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria y al grupo AChem de la Universidad de La Laguna, por el aporte de algunas de las muestras de microplásticos.

Referencias

- [1] X. Guo, J. Wang. The chemical behaviors of microplastics in marine environment: A review. *Mar. Pollut. Bull.* 142:1 (2019) 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.019>
- [2] L. Fu, J. Li, G. Wang, Y. Luan, W. Dai. Adsorption behavior of organic pollutants on microplastics. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 217 (2021) 112207. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112207>
- [3] F. Yu, C. Yang, Z. Zhu, X. Bai, J. Ma. Adsorption behavior of organic pollutants and metals on micro/nanoplastics in the aquatic environment. *Sci. Total Environ.* 694 (2019) 698. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133643>
- [4] A. Menéndez-Pedriza, J. Jaumot. Interaction of Environmental Pollutants with Microplastics: A Critical Review of Sorption Factors, Bioaccumulation and Ecotoxicological Effects. *Toxics* 8 (2020) 40. <https://doi.org/10.3390/toxics8020040>
- [5] F. Wang, C.S. Wong, D. Chen, X. Lu, F. Wang, E. Y. Zeng. Interaction of toxic chemicals with microplastics: A critical review. *Water Research* 139 (2018) 208–219. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.04.003>
- [6] S. Santana-Viera, S. Montesdeoca-Esponda, R. Guedes-Alonso, Z. Sosa-Ferrera, J.J. Santana-Rodríguez. Organic pollutants adsorbed on microplastics: Analytical methodologies and occurrence in oceans. *Trends in Environmental Analytical Chemistry* 29 (2021) e00114. <https://doi.org/10.1016/j.teac.2021.e00114>
- [7] A. García-Regalado, A. Herrera, R. Almeda. Microplastic and mesoplastic pollution in surface waters and beaches of the Canary Islands: A review. *Marine Pollution Bulletin* 201 (2024) 116230. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116230>
- [8] M. Rani, W.J. Shim, G.M. Han, M. Jang, Y.K. Song, S.H. Hong. Benzotriazole-type ultraviolet stabilizers and antioxidants in plastic marine debris and their new products. *Sci. Total Environ.* 579 (2017), 745–754. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.033>
- [9] M.I. Cadena-Aizaga, S. Montesdeoca-Esponda, M.E. Torres-Padrón, Z. Sosa-Ferrera, J.J. Santana-Rodríguez. Organic UV filters in marine environments: an update of analytical methodologies, occurrence and distribution. *Trends Environ. Anal. Chem.* 25 (2019) e00079. <https://doi.org/10.1016/j.teac.2019.e00079>
- [10] D. Sánchez-Quiles, A. Tovar-Sánchez. Are sunscreens a new environmental risk associated with coastal tourism? *Environ. Int.* 83 (2015) 158–170. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.06.007>
- [11] M.B. Alonso, M.L. Feo, C. Corcellas, P. Gago-Ferrero, C.P. Bertozzi, J. Marigo, L. Flach, A.C.O. Meirelles, V.L. Carvalho, A.F. Azevedo, J.P.M. Torres, J. Lailson-Brito, O. Malm, M.S. Diaz-Cruz, E. Eljarrat, D. Barceló. Toxic heritage: maternal transfer of pyrethroid insecticides and sunscreen agents in dolphins from Brazil. *Environ. Pollut.* 207 (2015) 391–402. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.09.039>
- [12] S. Gimeno-Monforte, S. Montesdeoca-Esponda, Z. Sosa-Ferrera, J.J. Santana-Rodríguez, O. Castro, E. Pocurull, F. Borrull. Multiresidue analysis of organic UV filters and UV stabilizers in fish of common consumption. *Foods* 9 (2020) 1827. <https://doi.org/10.3390/foods9121827>
- [13] M. Picot-Groz, H. Fenet, M.J. Martínez Bueno, D. Rosain, E. Gomez. Diurnal variations in personal care products in seawater and mussels at three Mediterranean coastal sites. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 25 (2018) 9051–9059. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-1100-1>
- [14] J. Pacheco-Juárez, S. Montesdeoca-Esponda, M.E. Torres-Padrón, Z. Sosa-Ferrera, J.J. Santana-Rodríguez. Analysis and occurrence of benzotriazole ultraviolet stabilisers in different species of seaweed. *Chemosphere* 236 (2019) 124344. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124344>
- [15] C.L. Mitchelmore, K. He, M. Gonsior, E. Hain, A. Heyes, C. Clark, R. Younger, P. Schmitt-Kopplin, A. Feerick, A. Conway, L. Blaney. Occurrence and distribution of UV-filters and other anthropogenic contaminants in coastal surface water, sediment, and coral tissue from Hawaii. *Sci. Total Environ.* 670 (2019) 398–410. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.034>
- [16] C. Lozano, S. Matallana-Surget, J. Givens, S. Nouet, L. Arbuckle, Z. Lambert, P. Lebaron. Toxicity of UV filters on marine bacteria: combined effects with damaging solar radiation. *Sci. Total Environ.* 722 (2020) 137803. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137803>
- [17] M. Carve, D. Nugegoda, G., Allinson, J. Shimeta. A systematic review and ecological risk assessment for organic ultraviolet filters in aquatic environments. *Environ. Pollut.* 268 (2021) 115894. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115894>
- [18] S. Santana-Viera, S. Montesdeoca-Esponda, Z. Sosa-Ferrera, J.J. Santana-Rodríguez. UV filters and UV stabilisers adsorbed in microplastic debris from beach sand. *Mar. Poll. Bull.* 168 (2021), 112434. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112434>
- [19] R.A. Mole, B.W. Brooks. Global scanning of selective serotonin reuptake inhibitors: occurrence, wastewater treatment and hazards in aquatic systems, *Environ. Pollut.* 250 (2019) 1019–1031. <https://doi.org/10.1016/j.ENVPOL.2019.04.118>
- [20] L. Renai, F. Tozzi, L. Checchini, M. Del Bubba, Impact of the use of treated wastewater for agricultural need: behavior of organic micropollutants in soil, transfer to crops, and related risks, *Adv. Chem. Pollut., Environ. Manage. Protect.* 6 (2020) 103–135. <https://doi.org/10.1016/BS.APMP.2020.07.008>

- [21] C. Wu, K. Zhang, X. Huang, J. Liu. Sorption of pharmaceuticals and personal care products to polyethylene debris. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23 (2016) 8819–8826. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6121-7>
- [22] J. Li, K. Zhang, H. Zhang. Adsorption of antibiotics on microplastics. *Environ. Pollut.* 237 (2018), 460e467. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.050>
- [23] S. Santana-Viera, S. Montesdeoca-Esponda, M.E. Torres-Padrón, Z. Sosa-Ferrera, J.J. Santana-Rodríguez. An assessment of the concentration of pharmaceuticals adsorbed on microplastics. *Chemosphere* 266 (2021) 129007. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129007>
- [24] B. Almazrouei, D. Islayem, F. Alskafi, M.K. Catacutan, R. Amna, S. Nasrat, I. Yildiz. Steroid hormones in wastewater: Sources, treatments, environmental risks, and regulations. *Emerg. Contam.* 9(2) (2023) 100210. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2023.100210>
- [25] J.O. Ojogoro, M.D. Scrimshaw, J. Sumpter. Steroid hormones in the aquatic environment. *Sci. Total Environ.* 792 (2021), 148306. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148306>
- [26] P. Islam, M.I. Hossain, P. Khatun, R.I. Masud, S. Tasnim, M. Anjum, M.A. Islam. Steroid hormones in fish, caution for present and future: A review. *Toxicol. Rep.* 11 (2024) 101733. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2024.101733>
- [27] L. Gomez Cortes, E. Porcel Rodriguez, D. Marinov, I. Sanseverino, T. Lettieri. Selection of substances for the 5th Watch List under the Water Framework Directive. *Publ. Off. Eur. Union* (2025). <https://doi.org/10.2760/956398>
- [28] M. Nie, C. Yan, W. Dong, M. Liu, J. Zhou, Y. Yang. Occurrence, distribution and risk assessment of estrogens in surface water, suspended particulate matter, and sediments of the Yangtze Estuary. *Chemosphere* 127 (2015) 109–116. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.01.018>
- [29] R. Guedes-Alonso, Z. Sosa-Ferrera, J.J. Santana-Rodríguez. Analysis of microplastics-sorbed endocrine-disrupting compounds in pellets and microplastic fragments from beaches. *Microchem. Journal.* 171 (2021) 106834. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2021.106834>