

Evaluación de características descriptivas de microplásticos reportadas en evaluaciones de riesgo ecológico sobre organismos filtradores marino-costeros: revisión sistemática con proyección a futuras evaluaciones en la costa peruana

TESIS PARA OPTAR POR EL TÍTULO PROFESIONAL DE INGENIERO AMBIENTAL

AUTOR(ES)

ESTEFANIA AYMAY HUAMAN TOVAR
XIMENA LUCIA ROJO SANCHEZ

ASESOR(ES)

LANDER MERMA MORA

LIMA - PERÚ

2026

Jurado calificador

Presidente: Mg. Danny Emerson Robles Sanchez

Vocal: Dra. Susana Cardenas Alayza

Secretario: Dr. Jorge Aquiles Cardich Salazar



UNIVERSIDAD PERUANA
CAYETANO HEREDIA

DECLARACIÓN DE ORIGINALIDAD

Los egresados:

N°	APELLIDOS Y NOMBRES
1.	HUAMAN TOVAR ESTEFANIA AYMAY
2.	ROJO SANCHEZ XIMENA LUCIA

Pertenecientes al programa de la **CARRERA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL**, autores del trabajo titulado: **Evaluación de características descriptivas de microplásticos reportadas en evaluaciones de riesgo ecológico sobre organismos filtradores marino-costeros: revisión sistemática con proyección a futuras evaluaciones en la costa peruana**, el cual ha sido elaborado, sustentado y aprobado, según corresponda, para optar por el **TÍTULO PROFESIONAL DE INGENIERO AMBIENTAL** bajo la modalidad de **TESIS**.

En calidad de docentes asesores de la Universidad Peruana Cayetano Heredia:

N°	APELLIDOS Y NOMBRES DEL DOCENTE	FACULTAD	NIVEL DE ASESORÍA
1.	MERMA MORA LANDER	FACI	ASESOR

Declaramos que el contenido del presente documento es original y que las citas y referencias a otros autores cumplen con las normas académicas establecidas. En ese sentido, hacemos constar que:

- El documento presenta un porcentaje de similitud de **11%**, según el reporte emitido por el software **Turnitin®** (identificador de entrega: **3579533325**; fecha de entrega: **26/05/2026**).
- Tras una revisión detallada del reporte y del contenido del trabajo en cuestión, no se han identificado indicios de plagio.
- Se certifica que el documento respeta los principios de integridad académica y cumple con los requisitos institucionales de originalidad.

Lugar y fecha: **Lima, 26 de mayo de 2026**

Firma del asesor

N° DNI: 45059959

ORCID: 0000-0002-5770-2316

DEDICATORIA

A mi familia, por su amor incondicional, su apoyo constante y ser mi motor siempre; y a mis perritos, por su fiel compañía.

Estefania Huaman Tovar

A mi familia, por su apoyo incondicional, su cariño y por alentarme en cada etapa de este camino. Este logro es nuestro.

Ximena Rojo Sanchez

ÍNDICE

RESUMEN	1
ABSTRACT	2
I. INTRODUCCIÓN	3
1.1. Evaluación de riesgo ecológico	3
1.2. Contaminación por microplásticos en las zonas marinas	5
1.3. Vulnerabilidad de organismos filtradores a los microplásticos.....	8
1.4. Justificación.....	10
II. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN	11
III. OBJETIVOS	11
3.1. Objetivo General	11
3.2. Objetivos Específicos.....	11
IV. METODOLOGÍA	12
4.1. Tipo de estudio.....	12
4.2. Área de estudio	12
4.3. Operacionalización de variables	15
4.4. Actividades	16
4.5. Análisis de la información	17
V. RESULTADOS	21
5.1. Identificación y clasificación de características descriptivas de microplásticos	21
5.2. Jerarquización de características e identificación de índices de riesgo ecológico	24
5.3. Escenarios probables de riesgo ecológico por consumo de microplásticos	26
VI. DISCUSIÓN	28
6.1. Microplásticos en organismos filtradores marino-costeros.....	28
6.2. Métricas y metodologías para evaluar el riesgo ecológico de microplásticos	32
6.3. Escenarios probables de riesgo ecológico por consumo de microplásticos	34
VII. CONCLUSIONES	37
VIII. RECOMENDACIONES	38
IX. REFERENCIAS	39
ANEXOS	58

RESUMEN

La contaminación por microplásticos en ecosistemas marino-costeros constituye una amenaza ambiental creciente, con impactos directos en el equilibrio ecológico y riesgos potenciales para la salud y supervivencia de diversas especies marinas. Este estudio realizó una revisión sistemática de literatura publicada entre 2015 y 2025, enfocada en evaluaciones de riesgo ecológico asociadas al consumo de microplásticos en organismos filtradores marino-costeros. Se consideraron dos grupos de especies potencialmente vulnerables: bivalvos bentónicos y peces pelágicos, propuestos como bioindicadores de contaminación por microplásticos en regiones de Asia, Europa y América. En el Pacífico suroriental, particularmente en el litoral peruano, especies como *Engraulis ringens*, *Aulacomya atra* y *Argopecten purpuratus* cumplen un papel clave en la economía pesquera y la seguridad alimentaria del país. La metodología comprendió la identificación y jerarquización de características descriptivas de microplásticos (zona de acumulación, polímero, tamaño, forma, color y fuente de origen), así como los principales índices utilizados para la estimar el riesgo ecológico en bivalvos y peces pelágicos. Los resultados mostraron una predominancia de polímeros tipo poliolefinas con morfología fibrosa y fragmentada, y colores intensos como rojo, azul y negro; sin embargo, se observaron diferencias en el tamaño de partículas ingeridas y zonas de acumulación según el grupo biológico. Las principales fuentes de MPs se asociaron a residuos de pesca y domésticos. La jerarquización de características indicó que aquellas con puntajes de riesgo alto correspondieron a las más reportadas en la literatura, mientras que el resto sugirió vacíos técnicos o limitaciones metodológicas. Asimismo, se identificó que el índice más utilizado fue el Índice de Peligro Polimérico (PHI). La similitud taxonómica entre las especies de estudio y aquellas reportadas en la literatura, junto con su comportamiento trófico y ecológico, permitió configurar escenarios probables de riesgo que podrían identificarse en futuras evaluaciones en el litoral peruano. En conjunto, esta investigación constituyó un aporte metodológico para fortalecer el desarrollo de evaluaciones de riesgo ecológico con un enfoque integral y adaptado al contexto regional, resaltando la importancia de caracterizar los microplásticos en organismos filtradores y de promover estrategias de monitoreo y gestión orientadas a la protección de los ecosistemas costeros y la sostenibilidad de los recursos marinos del Perú.

Palabras clave: evaluación de riesgo ecológico, contaminación, microplásticos, bivalvos, peces, zonas costeras.

ABSTRACT

Microplastic pollution in marine-coastal ecosystems constitutes a growing environmental threat, affecting ecological balance and posing risks to the health and survival of various marine species. This study conducted a systematic literature review of publications from 2015 to 2025, focused on ecological risk assessments of microplastic ingestion in marine-coastal filter-feeding organisms. Two potentially vulnerable groups were considered: benthic bivalves and pelagic fish, proposed as bioindicators of microplastic contamination in regions of Asia, Europe, and the Americas. In the southeastern Pacific, particularly along the Peruvian coast, species such as *Engraulis ringens*, *Aulacomya atra* and *Argopecten purpuratus* play a key role in the national fishing economy and food security. The methodology involved the identification and hierarchization of descriptive characteristics of microplastics (accumulation zone, polymer size, shape, color and source of origin), as well as the main indices used to estimate ecological risk in bivalves and pelagic fish. Results showed a predominance of polyolefin-type polymers, with fibrous and fragmented morphologies, and intense colors such as red, blue, and black; however, differences were observed in particle size and accumulation zones depending on the biological group. The main sources of microplastics were associated with fishing-related debris and domestic waste. The ranking of characteristics indicated that those with high-risk scores corresponded to the most frequently reported in the literature, while the others suggested technical gaps or methodological limitations. In addition, the most used index for estimating ecological risk was the Polymer Hazard Index (PHI). The taxonomic similarity between the study species and those reported in the literature, together with their trophic and ecological behavior, made it possible to construct probable risk scenarios that could be identified in future assessments along the Peruvian coast. Overall, this research provided a methodological contribution to strengthen the development of ecological risk assessments with an integrated approach adapted to the regional context, highlighting the importance of characterizing microplastics in filter-feeding organisms and promoting monitoring and management strategies aimed at protecting coastal ecosystems and ensuring the sustainability of Peru's marine resources.

Keywords: ecological risk assessment, pollution, microplastics, bivalves, fish, coastal zones.

I. INTRODUCCIÓN

1.1. Evaluación de riesgo ecológico

Los ecosistemas marino-costeros enfrentan una creciente presión debido a factores de estrés antropogénicos que alteran su equilibrio natural. Entre los principales factores se incluyen el vertimiento de hidrocarburos y de sustancias químicas, y la acumulación y fragmentación de los residuos plásticos. Estos impactos comprometen la resiliencia de estos ecosistemas, aumentando el riesgo ecológico para la comunidad biológica del entorno (Derraik, 2002; Halpern et al., 2007; Leistenschneider et al., 2023; Krishna et al., 2025). El concepto del riesgo ecológico se define como la probabilidad de que los ecosistemas sufran daños debido a la exposición a factores estresantes (Sutter, 2006). Este se mide por la magnitud y la naturaleza del daño, desde la mortalidad de especies hasta la degradación de hábitats (Barnthouse, 2008; Wenning, 2024). Para evaluar y cuantificar el riesgo ecológico en los ecosistemas se emplea una metodología denominada Evaluación de Riesgo Ecológico (ERA, por sus siglas en inglés). La ERA es un proceso científico estructurado que estima el potencial de daño a los receptores ecológicos por la exposición a distintos estresores (Norton et al., 1992; Hope, 2006; Chen et al., 2013). Este proceso utiliza un conjunto de criterios de valoración que consideran la sensibilidad de los organismos y su interacción con los estresores (Norton et al., 1992; Sutter, 2006). Dentro de esta valoración se integran índices específicos que permiten calcular el riesgo ecológico en un marco temporal definido (Norton et al., 1992; Hope, 2006; Barnthouse, 2008; Chen et al., 2013). Este enfoque surgió en la década de 1980 en Estados Unidos frente a la necesidad de implementar métodos cuantitativos rigurosos para evaluar el riesgo ecológico de receptores en entornos impactados por actividades humanas (Norton et al., 1992; Hope, 2006; Sutter, 2006). Para estandarizar su aplicación global, la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (U.S. EPA) propuso un marco metodológico que sistematiza la identificación y evaluación de los efectos de contaminantes en ecosistemas específicos (Figura 1). Este marco permite determinar con mayor precisión el grado de riesgo ecológico que facilita la creación de estrategias de intervención fundamentadas en evidencia científica, asegurando una gestión ambiental sostenible y efectiva a corto, mediano y largo plazo (Norton et al., 1992; Sutter, 2006; Wenning, 2024).

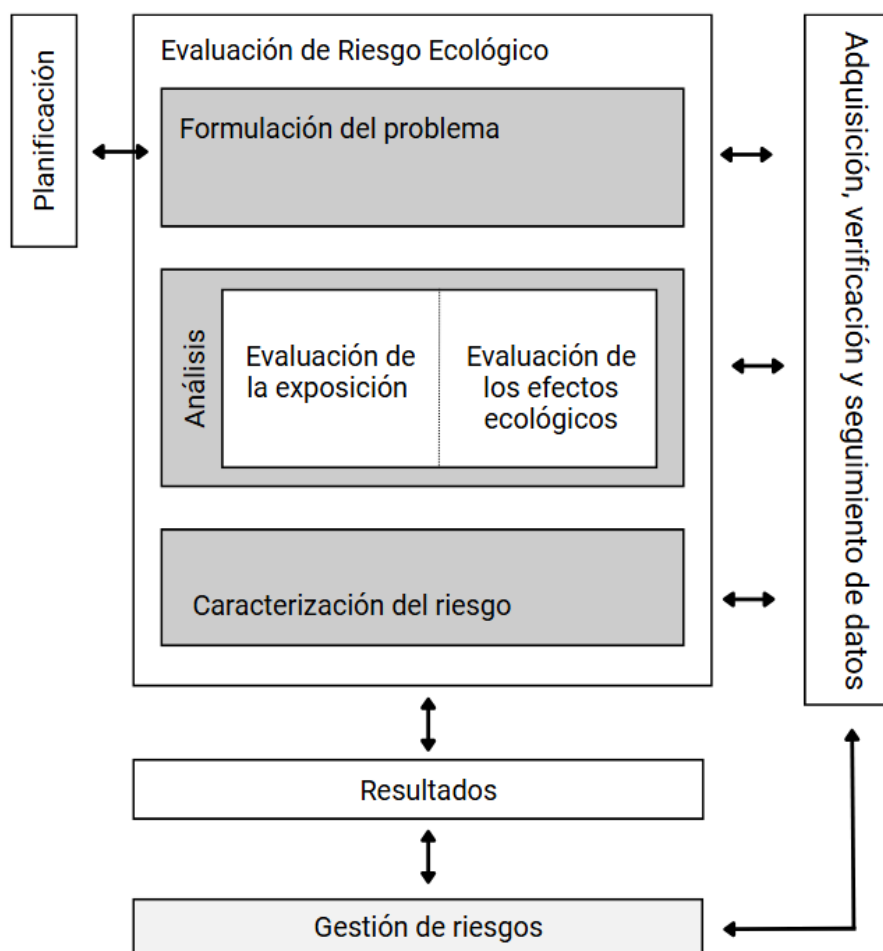


Figura 1. Marco metodológico para la evaluación de riesgo ecológico (ERA) establecido por la U.S. EPA. Fuente: Modificado de Sutter, 2006.

La Evaluación de Riesgo Ecológico (ERA) se estructura en tres etapas fundamentales. La primera corresponde a la formulación del problema, que comprende la identificación de los estresores y la definición de los receptores potencialmente afectados. La segunda involucra tanto la evaluación de la exposición, es decir, cómo y en qué medida los receptores están en contacto con dichos estresores, como la evaluación de los efectos, orientada a determinar las posibles consecuencias adversas sobre los receptores ecológicos. Finalmente, la tercera etapa corresponde a la caracterización del riesgo ecológico, que integra la información generada en las fases previas con el fin de estimar la probabilidad y la magnitud del daño potencial. Este proceso, además, considera las sensibilidades diferenciales de diversos grupos de especies y ecosistemas frente a los factores contaminantes, aportando un marco para priorizar acciones de gestión y conservación (Norton et al., 1992; Sutter, 2006; Barnthouse, 2008; Wenning, 2024) (Figura 1).

1.2. Contaminación por microplásticos en las zonas marinas

Según la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE), la producción global de plástico se ha duplicado en los últimos 20 años. Se estima que más de la mitad de esta producción está destinada a productos de un solo uso, cuya vida útil es extremadamente corta en comparación con su persistencia en el ambiente (Teuten et al. 2009; Gallego, 2024). Este crecimiento acelerado ha desencadenado una crisis global de residuos, cuyo impacto se manifiesta con mayor intensidad en los ecosistemas marino-costeros, que actúan como receptores finales de una gran proporción de estos desechos (Derraik, 2002; De la Torre, 2019; Ziani et al., 2023). Una vez liberados al medio ambiente, los plásticos experimentan procesos de degradación y fragmentación que generan partículas diminutas conocidas como microplásticos (Coyle et al., 2020; Ziani et al., 2023). Esta transformación es impulsada por la interacción de factores físicos, químicos y biológicos, como la radiación ultravioleta (UV), la abrasión mecánica causada por el oleaje, las corrientes marinas y la actividad microbiana. En particular, la radiación UV solar acelera la degradación cuando el material plástico se encuentra expuesto directamente a la luz; no obstante, cuando el mismo material flota en agua de mar, este proceso se retrasa considerablemente (Bajt, 2021). Asimismo, la naturaleza altamente hidrófoba de los polímeros plásticos favorece el transporte de productos químicos tóxicos, como contaminantes orgánicos persistentes y metales pesados, contribuyendo a su dispersión ambiental. Polímeros como el poliestireno, polietileno y polipropileno pueden absorber y transportar contaminantes orgánicos persistentes, como bifenilos policlorados (PCB), ésteres de polibromodifenilo (PBDE) e hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) a los organismos. La adsorción de estos contaminantes depende de factores ambientales, incluyendo salinidad, pH y temperatura, así como de características propias de los microplásticos, como el tamaño y la superficie de las partículas (Lusher et al., 2013; Crawford, 2016; Auta et al., 2017; Coyle et al., 2020; Giraldez Álvarez et al., 2020; Bajt, 2021; Ziani et al., 2023; Bar et al. 2024). En ese sentido, los microplásticos adquieren el carácter de contaminantes complejos, capaces de ejercer una presión persistente sobre la calidad del agua, la sostenibilidad de los ecosistemas marinos y la salud humana (López et al., 2019; Bar et al. 2024).

Por otro lado, la contaminación por residuos plásticos genera impactos económicos directos e indirectos significativos en distintos sectores (PNUMA, 2021; IUCN, 2023; Aldridge, 2024; Sbrana et al., 2025). En la pesca, la reducción de poblaciones de peces causada por MPs provoca pérdidas anuales estimadas en 1.400 millones de dólares para comunidades costeras del sudeste asiático y África, mientras que los mariscos contaminados sufren depreciaciones de precio de entre 10 y 15 %, con reportes de disminución de ingresos de hasta 25 % en el Mediterráneo

(Aldridge, 2024). En el sector turístico, la presencia de residuos plásticos visibles reduce la llegada de visitantes, con una caída del 20 % en ciudades costeras, traducándose en pérdidas de 2.500 millones de dólares y disminuciones de 15–30 % en los ingresos de hoteles y comercios locales (PNUMA 2018; PNUMA, 2021; Aldridge, 2024). A ello se suman los gastos asociados a medidas de mitigación y prevención, como la gestión de residuos, programas de limpieza pública y tecnologías de descontaminación (PNUMA, 2018). Estos impactos económicos se agravan en países en desarrollo y en operaciones artesanales a pequeña escala, donde la falta de estudios específicos evidencia una brecha de conocimiento relevante sobre la magnitud real de las pérdidas y los factores que condicionan su gestión (Sbrana et al. 2025).

Los microplásticos (MP) se definen como partículas plásticas con un tamaño inferior a 5 mm de diámetro y constituyen aproximadamente el 92 % de los 5,25 billones de partículas plásticas que flotan en la superficie oceánica (Coyle et al., 2020; Marrone, 2021). De acuerdo con su rango dimensional, se distinguen tres categorías: microplásticos (MP), con tamaños entre 1 mm – <5 mm; mini-microplásticos (MMP), que abarcan desde 1 μ m – 1 mm; y nanoplasticos (NP), con diámetros inferiores a 1 μ m (Crawford, 2016; De la Torre, 2019) (Figura 2). En términos morfológicos, los MP presentan una alta heterogeneidad y pueden encontrarse en forma de pellets, películas, fragmentos, láminas, fibras o espuma, lo que refleja tanto la diversidad de sus fuentes como los distintos procesos de degradación que experimentan en el ambiente (Crawford, 2016; Wu et al., 2018; Jeong et al., 2024). Asimismo, exhiben una amplia variedad de colores, característica que influye en su ingestión accidental por parte de la fauna marina al ser confundidos con presas potenciales (Crawford, 2016; López et al., 2019; Jeong et al., 2024). Entre los colores más frecuentemente reportados se encuentran blanco, rojo, negro, azul y verde, aunque también se han descrito tonalidades rosadas y moradas (Crawford, 2016).

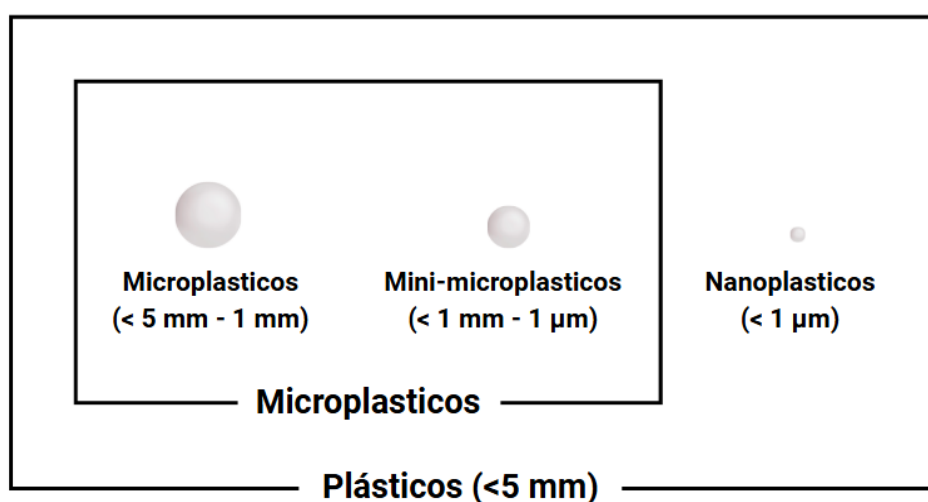


Figura 2. Clasificación de MP según su tamaño. Fuente: Modificado de Crawford et al., 2016.

Los microplásticos se clasifican según su origen en primarios o secundarios. Los primarios son aquellos fabricados intencionalmente para distintos usos industriales, cuya presencia en el medio ambiente se asocia principalmente a actividades como el turismo costero, la pesca recreativa y comercial, la acuicultura y el uso de productos de higiene y cuidado personal (Cole et al., 2011; Ziani et al., 2023; Carvalho et al., 2023; Jeong et al., 2024). Los secundarios, en cambio, se generan por la fragmentación progresiva de los macroplásticos presentes en el entorno. Ejemplos de estos incluyen empaques, botellas, cuerdas y aparejos de pesca (Figura 3) (Coyle et al. 2020; Carvalho et al. 2023; Jeong et al. 2024). Los MP afectan a una amplia gama de organismos marinos a través de diferentes rutas de exposición, como la ingestión, la inhalación, el contacto directo y enredos (De la Torre, 2019; Enyoh et al. 2020; Jeong et al. 2024). Estas vías conducen a mecanismos de toxicidad variables, desde efectos subletales, como alteraciones conductuales, metabólicas e inmunológicas, hasta consecuencias letales, entre ellas daño a órganos, afecciones reproductivas, retrasos en el crecimiento y mortalidad (Auta et al. 2017; Enyoh et al. 2020; Carvalho et al. 2023; Jeong et al. 2024).

Diversos estudios han demostrado que existen tipos de MP, como el poliestireno, que inducen estrés oxidativo en peces y afectan el metabolismo energético de mejillones y otros bivalvos. Asimismo, se ha observado que estas partículas pueden transportar bacterias patógenas capaces de comprometer el sistema inmunitario de las especies, constituyendo una amenaza potencial para la vida marina (Bajt, 2021; Huang et al. 2021; Geremia et al. 2023). Estos estresores pueden acumularse en órganos como branquias, intestinos y el hígado, provocando inflamación, alteraciones lipídicas y daño hepático (Huang et al. 2021; Geremia et al. 2023). Los efectos tóxicos también se relacionan con su capacidad de alterar la homeostasis celular y el funcionamiento mitocondrial; aún existen vacíos de conocimiento respecto a los mecanismos específicos de toxicidad a nivel metabólico (Huang et al., 2021; Geremia et al., 2023). Esta complejidad resalta la importancia de abordar los microplásticos no solo como residuos físicos, sino como vectores de contaminantes químicos y biológicos que amplifican su impacto sobre la salud de los organismos y los servicios ecosistémicos (Cole et al. 2011; Carvalho et al. 2023).

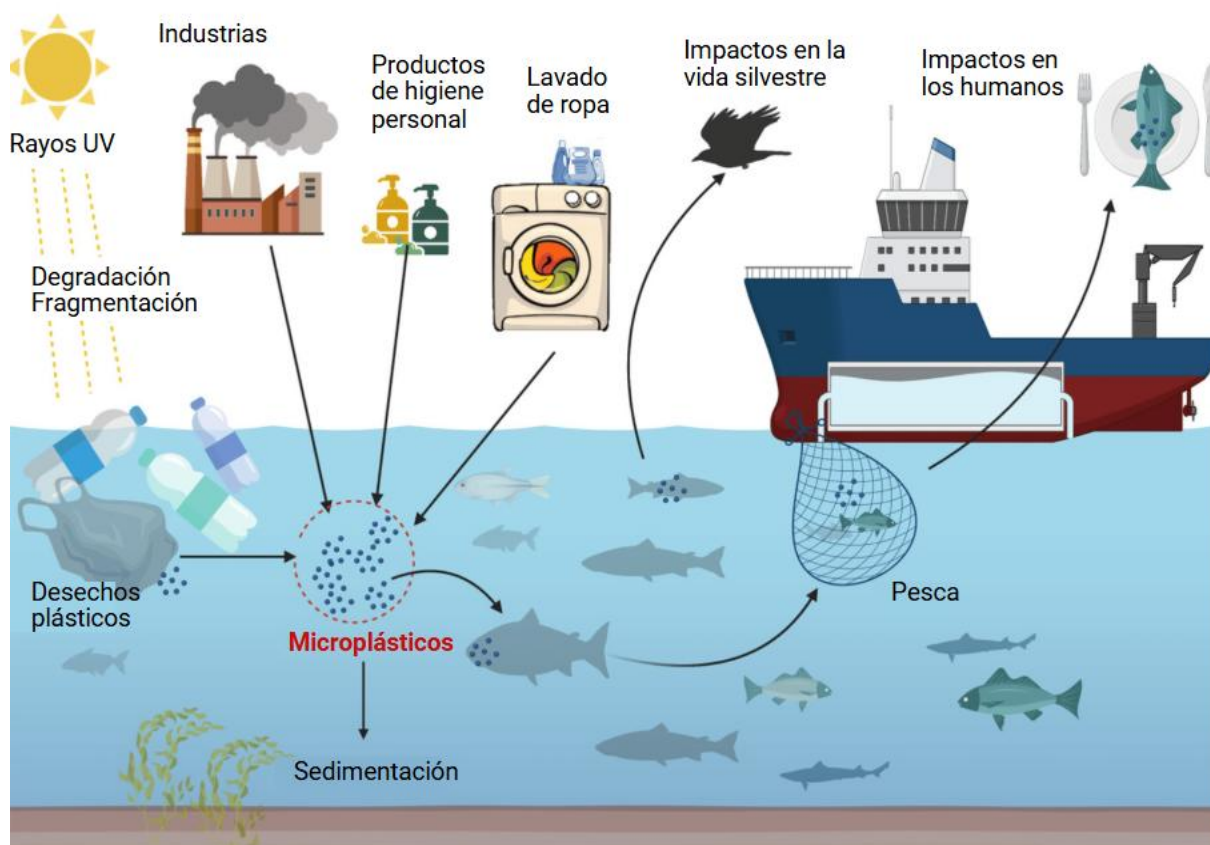


Figura 3. Fuentes de MP y su distribución en el medio marino. Fuente: Modificado de Khaled et al. 2023.

1.3. Vulnerabilidad de organismos filtradores a los microplásticos

Ciertos organismos marino-costeros presentan una mayor vulnerabilidad a la contaminación por microplásticos. Una variedad de factores, como la ubicación geográfica, el hábitat, el modo de alimentación, el tamaño, y la distancia desde las fuentes de contaminación por plásticos, influyen en el alcance y la tasa de absorción de microplásticos por parte de organismos marinos. Entre ellas, la estrategia de alimentación de los organismos marinos desempeña un papel clave en la ingestión de los MP en sus cuerpos (Enyoh et al., 2020; Khanjani et al., 2023; Jeong et al., 2024). A nivel mundial, los bivalvos han sido utilizados como bioindicadores de contaminación de microplásticos, debido a su capacidad de filtrar grandes volúmenes de agua (7 – 8 litros por hora) y de acumular altas concentraciones de partículas por unidad de peso (López et al., 2019; Bajt, 2021; Li et al., 2022; Chen et al., 2024; Bar et al. 2024). Entre los géneros ampliamente estudiados se encuentran *Meretrix* (Asia), *Mytilus* (Asia, América y Europa) y *Aulacomya* (Sudamérica y África) (De-La-Torre et al., 2019; Gonzales et al., 2020; Gedik et al., 2020; Song et al. 2020; Li et al., 2022; Chen et al., 2024; Lia et al., 2025; Leppes et al., 2025; Vasques Ribeiro et al., 2025). Desde 2009, el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente implementó metodologías de monitoreo basadas en las especies *Mytilus galloprovincialis*,

Choromytilus meridionalis y *Aulacomya atra*, cuyos resultados evidenciaron altos niveles de contaminación plástica en estos mejillones (Sparks, 2020; Zambrano, 2022).

Por otro lado, se ha documentado la presencia de microplásticos en el tracto gastrointestinal de una amplia variedad de peces pelágicos, particularmente en aquellos con estrategias de alimentación filtradoras no selectivas (Gurjar et al., 2021; Santonicola et al., 2021). Estos organismos han sido igualmente propuestos como indicadores de contaminación debido a su amplia distribución geográfica, relevancia ecológica y valor comercial. La vulnerabilidad de los peces pelágicos se asocia a su desplazamiento constante a través de la columna de agua, donde se concentran partículas suspendidas, especialmente en zonas cercanas a descargas de efluentes o con alta actividad antrópica (Espinoza et al., 2008; Li et al., 2022; Mortuza et al., 2025). Asimismo, los peces pelágicos también incorporan microplásticos a través de la depredación de zooplancton y otras especies previamente contaminadas. Dado su papel en niveles tróficos intermedios y superiores, así como su relevancia para la seguridad alimentaria, su inclusión en estudios de evaluación de riesgo ecológico por consumo de microplásticos en ecosistemas marino-costeros ha resultado prioritaria (Bajt, 2021; Sultana et al., 2024; Mortuza et al., 2025). Entre los géneros más estudiados se incluyen *Engraulis* (África, América, Asia y Europa), *Sardina* (África y Europa) y *Scomber* (África, Asia, Europa, Norteamérica) (Sun et al., 2019; Savoca et al., 2020; Iannacone et al., 2021; Wang et al., 2021; Valente et al., 2023; Lopes et al., 2023).

1.4. Justificación

Durante las últimas décadas, la contaminación por microplásticos se ha consolidado como una problemática ambiental creciente, particularmente en ecosistemas marino-costeros, con serias implicancias ecológicas, sanitarias y económicas a nivel mundial. Estas partículas presentan una alta persistencia ambiental y capacidad de adsorber y transferir contaminantes a través de las redes tróficas (Bajt, 2021; Ziani et al., 2023; Jeong et al., 2024). Diversos estudios han documentado una elevada presencia de microplásticos en bivalvos bentónicos y peces pelágicos, organismos especialmente vulnerables debido a sus estrategias de alimentación, modo de vida e interacción directa con partículas en suspensión. Géneros como *Meretrix*, *Mytilus*, *Aulacomya* y *Argopecten* han sido utilizados como bioindicadores de contaminación por microplásticos en regiones de Asia, Europa y América. De forma similar, géneros como *Engraulis*, *Sardina* y *Scomber* han sido estudiados en regiones del Atlántico, Pacífico e Índico (Sun et al., 2019; Savoca et al., 2020; Li et al., 2022; Lopes et al., 2023; Chen et al., 2024). En las costas del Pacífico suroriental, en particular el litoral peruano, las especies *Engraulis ringens*, *Aulacomya atra* y *Argopecten purpuratus* cumplen un papel clave en la economía pesquera y la seguridad alimentaria del país (Ossa et al., 2016; De-La-Torre et al., 2019; De-La-Torre et al., 2022). Estas especies comparten un comportamiento trófico y ecológico similar al de especies reportadas en la literatura. Esta similitud permite establecer comparaciones relevantes para evaluar escenarios probables de riesgo asociados a la ingestión de microplásticos en la costa peruana. Pese al creciente interés científico en esta temática, el número de estudios centrados en el Pacífico suroriental continúa siendo limitado. Asimismo, existe una brecha significativa de conocimiento respecto a qué características de los MPs resultan determinantes en este tipo de evaluaciones y cómo estas interactúan con los atributos biológicos de los organismos bajo distintos escenarios de exposición. Propiedades como el tipo de polímero, la forma, tamaño o color de las partículas pueden influir en su persistencia ambiental y probabilidad de ingestión por los organismos marinos. En este sentido, el presente estudio propone identificar, clasificar y jerarquizar las características descriptivas de los MPs reportadas en la literatura, con el fin de fortalecer las bases para futuras evaluaciones de riesgo ecológico aplicables al contexto marino peruano. De este modo, se busca aportar una comprensión más integral del riesgo ecológico de los MPs en organismos marino-costeros y resaltar la importancia del desarrollo de estrategias de monitoreo y gestión orientadas a la protección de los ecosistemas costeros y a la sostenibilidad de los recursos marinos del Perú.

II. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN

¿Qué características descriptivas de los microplásticos predominan en los estudios de evaluación de riesgo ecológico sobre organismos filtradores marino-costeros, y cómo estas podrían proyectarse para futuras evaluaciones en la costa peruana?

III. OBJETIVOS

3.1. Objetivo General

Evaluar las características descriptivas de los microplásticos identificadas mediante revisión sistemática de estudios de evaluación de riesgo ecológico sobre organismos filtradores marino-costeros, y su potencial proyección para futuras evaluaciones en la costa peruana.

3.2. Objetivos Específicos

- 3.2.1.** Identificar y clasificar las características descriptivas de microplásticos (tipo, forma, color, tamaño, origen y zona de acumulación), mediante una revisión sistemática de estudios de evaluación de riesgo ecológico sobre organismos filtradores marino-costeros.
- 3.2.2.** Jerarquizar las características descriptivas e identificar los principales índices de estimación de evaluación de riesgo ecológico en la literatura científica.
- 3.2.3.** Establecer escenarios probables de riesgo ecológico, a partir del conjunto de características descriptivas de los microplásticos, que podrían presentarse en futuras evaluaciones sobre los organismos filtradores de la costa peruana.

IV. METODOLOGÍA

4.1. Tipo de estudio

El presente estudio presentó un enfoque exploratorio, no experimental y de carácter analítico, fundamentado en una revisión sistemática de literatura científica a nivel mundial. En su dimensión exploratoria, permitió la sistematización y organización de información dispersa, con el objetivo de identificar y clasificar las características descriptivas de los microplásticos reportadas en evaluaciones de riesgo ecológico en organismos filtradores marino-costeros. En su dimensión analítica, integró la información recopilada para configurar escenarios probables de exposición al consumo de microplásticos que, aunque contruidos a partir de literatura internacional, pudieran proyectarse en futuras evaluaciones aplicadas a la costa peruana. La metodología se desarrolló bajo un enfoque cualitativo, sustentado en la jerarquización de las características descriptivas según su predominancia de mención en los estudios revisados. Este procedimiento fue complementado con herramientas estadísticas que facilitaron la interpretación de las características, lo que permitió consolidar escenarios probables de riesgo ecológico con una mayor coherencia y respaldo metodológico.

4.2. Área de estudio

El área de estudio se centró en ecosistemas marino-costeros, espacios altamente productivos y, al mismo tiempo, vulnerables a la contaminación por residuos plásticos. Estos ecosistemas son receptores de descargas continentales, y de aportes directos de actividades portuarias, pesqueras, urbanas e industriales, que favorece la entrada y acumulación de los MPs (Chávez et al., 2008; Díaz-Mendoza et al., 2020; Santonicola et al., 2021; Li et al., 2023; Mejjad et al., 2025). La contaminación por microplásticos en áreas costeras ha sido reportada tanto en agua superficial como en sedimentos y biota. Su presencia no solo afecta la calidad de los hábitats marinos, sino que también puede alterar procesos ecológicos, incluyendo las redes tróficas, la salud fisiológica de los organismos y los servicios ecosistémicos (Díaz-Mendoza et al., 2020; Santonicola et al., 2021; Li et al., 2023). Las especies seleccionadas pertenecen a géneros ampliamente estudiados en la literatura como *Engraulis*, *Aulacomya* y *Argopecten*, asociados respectivamente a hábitats bentónicos submareales, bentónicos intermareales y pelágicos (Compa et al., 2018; Sun et al., 2019; Savoca et al., 2020; Li et al., 2022; Lopes et al., 2023; Chen et al., 2024; Leppes et al., 2025). En ese sentido, las especies de estudio fueron la anchoveta peruana (*Engraulis ringens*), el choro (*Aulacomya atra*) y la concha de abanico (*Argopecten purpuratus*), características del Pacífico suroriental y con amplia distribución a lo largo del litoral peruano (Figura 4).

El ecosistema marino-costero peruano, influenciado por la dinámica de la Corriente de Humboldt, se distingue por su elevada productividad biológica asociada al afloramiento de aguas frías y ricas en nutrientes, lo que sustenta una de las pesquerías más importantes del mundo (Chávez et al., 2008; Gutiérrez et al., 2016; Bertrand et al., 2023). Este ecosistema presenta además un clima predominantemente árido y una marcada variabilidad oceanográfica modulada por eventos como El Niño y La Niña, los cuales alteran la temperatura superficial del mar, la intensidad del afloramiento y los patrones de circulación costera, influyendo también en la dispersión y acumulación de contaminantes en ambientes marino-costeros (Gutiérrez et al., 2016; Bertrand, 2023). Algunos estudios realizados en la costa peruana han documentado la presencia de MPs en playas, sedimentos, agua de mar y organismos marinos (De-La-Torre et al., 2019; Valencia-Velasco et al., 2020; Iannacone et al., 2021; De-La-Torre et al., 2022; Huillca Sánchez et al., 2025) (Figura 4).

La concha de abanico *Argopecten purpuratus* (familia Pectinidae) es un bivalvo bentónico submareal que habita sobre fondos arenosos o areno-fangosos, generalmente entre los 3 y 40 m de profundidad a lo largo de la costa del Pacífico suroriental. Presenta una elevada tasa de filtración, donde procesa grandes volúmenes de agua al alimentarse de fitoplancton y materia orgánica en suspensión (PRODUCE, 2022). Esta estrategia trófica, junto con su carácter sésil y su permanencia en zonas costeras, incrementa su probabilidad de exposición e ingestión de microplásticos (Bermúdez et al., 2004; Mendo et al., 2008; De-La-Torre et al., 2019; Song et al., 2022; PRODUCE, 2022). Adicionalmente, esta especie es uno de los principales recursos de la maricultura peruana y constituye un producto de alto valor comercial destinado al consumo humano, explotado en bancos naturales y en sistemas de cultivo suspendido (Mendo et al., 2008; PRODUCE, 2022) (Figura 4).

El bivalvo *Aulacomya atra* (familia Mytilidae), localmente conocido como choro, habita en sustratos rocosos de la zona intermareal y submareal somera, distribuyéndose desde el nivel de marea hasta aproximadamente 30–40 m de profundidad a lo largo de la costa del Pacífico suroriental. Este organismo filtrador se alimenta principalmente de fitoplancton, microalgas y detritos orgánicos en suspensión. Debido a su elevada capacidad de filtración, carácter sésil y amplia distribución geográfica, las especies de la familia Mytilidae han sido ampliamente utilizadas como organismos bioindicadores de contaminación por microplásticos (Osorio et al., 1982; IMARPE, 2018). Esta especie representa un recurso de importancia económica para las pesquerías artesanales del litoral peruano y de otros países del Pacífico suroriental, siendo destinada principalmente al consumo humano directo (Osorio et al., 1982; IMARPE, 2018; Gonzales et al., 2020) (Figura 4).

Finalmente, el pez pelágico *Engraulis ringens* (familia Engraulidae), también conocido como la anchoveta peruana, se encuentra distribuido en el sistema de la Corriente de Humboldt, desde la superficie hasta aproximadamente los 80–100 m de profundidad. Esta especie pertenece al género *Engraulis*, uno de los más estudiados en la literatura, particularmente en investigaciones relacionadas con la ingestión de microplásticos (Tanaka et al., 2016; Bakir et al., 2020; Michishita et al., 2023; Deville et al., 2024). Su estrategia alimentaria se caracteriza por un comportamiento planctívoro, que une mecanismos de filtración y captura de partículas, consumiendo principalmente fitoplancton y zooplancton (Osa et al., 2016; De la Cruz et al., 2020; Li et al., 2022). *E. ringens* constituye el recurso pesquero más importante del Perú y uno de los más explotados a nivel mundial, siendo la principal materia prima para la producción de harina y aceite de pescado. Su amplia distribución vertical en la columna de agua contrasta con el carácter bentónico y sésil de los bivalvos considerados en este estudio, lo que permite comparar potenciales escenarios de exposición a microplásticos tanto en el fondo marino como en aguas superficiales (Figura 4).

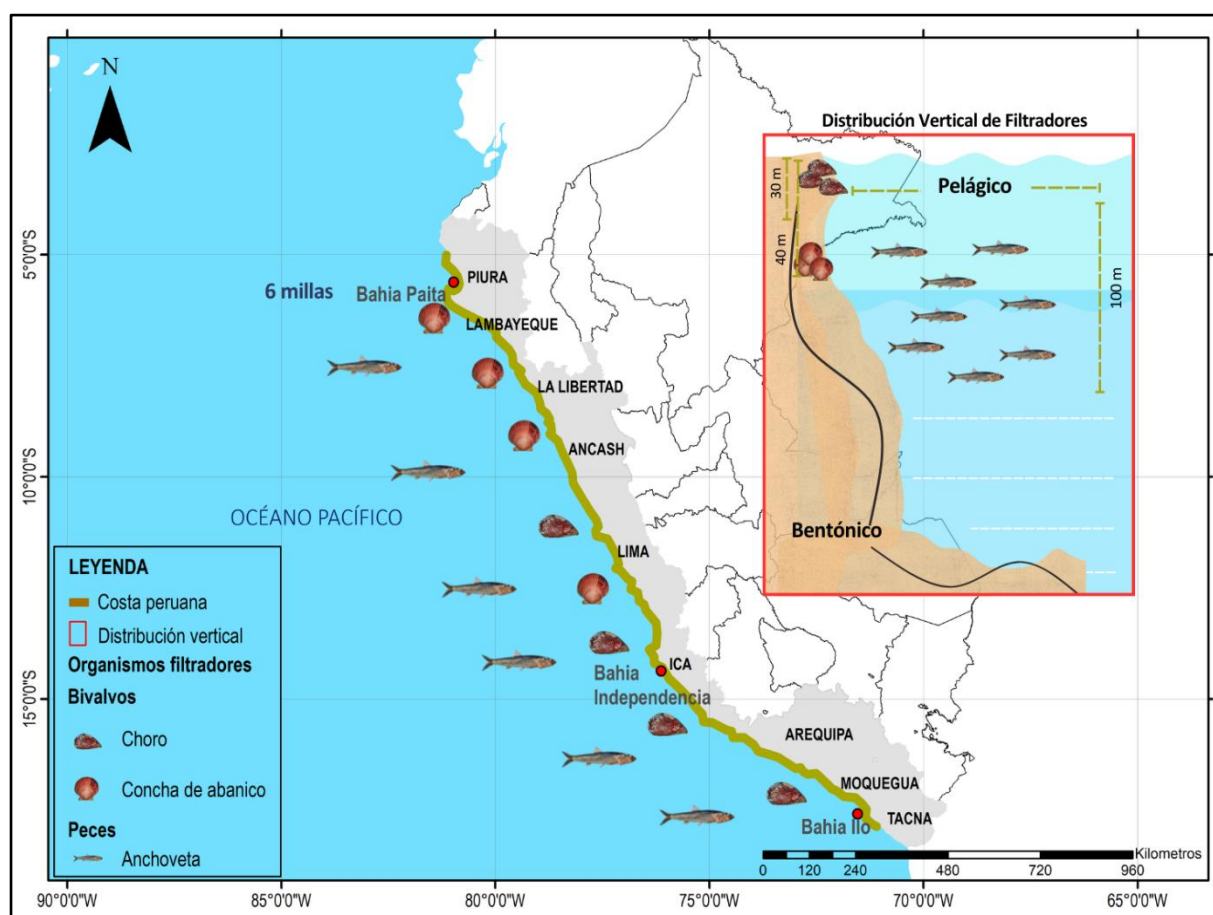


Figura 4. Distribución horizontal y vertical de organismos filtradores de importancia ecológica y comercial en la costa peruana, representados por especies bentónicas y pelágicas seleccionadas.

4.3. Operacionalización de variables

Las variables del estudio se identificaron y seleccionaron a partir de la revisión sistemática de la literatura sobre la presencia de microplásticos en organismos filtradores marino-costeros. Se definieron variables independientes vinculadas tanto a las características biológicas de los organismos (hábitat, zona de acumulación y estrategia de alimentación) como a los atributos de los microplásticos (tipo de polímero, forma, color, tamaño y fuente de origen), todas de naturaleza cualitativa y categórica. La selección de las características descriptivas se realizó bajo los siguientes criterios: (i) número de veces en que cada atributo fue mencionado en los estudios; (ii) su importancia ambiental y ecológica señalada por los autores, en función de persistencia, biodisponibilidad, y potencial de transferencia trófica; y (iii) su inclusión en métodos de estimación (índices) utilizados para el cálculo del riesgo ecológico. Las variables tipo de polímero, color, forma, hábitat y estrategia de alimentación fueron clasificadas como nominales, mientras que el tamaño de los microplásticos se categorizó como variable ordinal, al estar estructurado en rangos jerárquicos de dimensiones (Tabla 1).

Tabla 1. Operacionalización de las variables del estudio.

Variable	Definición conceptual	Definición operacional	Indicadores	Tipo y escala
Tipo de polímero (independiente)	Clasificación de los polímeros componen los microplásticos.	Identificación de los tipos de polímeros reportados en la literatura científica.	Poliamida, Poliestirenos, Poliolefinas, Poliésteres, Poliuretano, Acrílicos y derivados	Cualitativa; categórica (nominal)
Tamaño de microplásticos (independiente)	Dimensiones físicas de las partículas según su diámetro.	Clasificación del tamaño en rangos estandarizados.	- 1000 a 5000 μm - 1 a 1000 μm - <1 μm	Cualitativa; categórica (ordinal)
Color de microplásticos (independiente)	Tonalidades de las partículas plásticas.	Recopilación de colores reportados.	Rojo, Azul, Amarillo, Verde, Blanco, Negro, Marrón, Morado, Naranja, Transparente	Cualitativa; categórica (nominal)
Forma de microplásticos (independiente)	Configuración morfológica.	Clasificación morfológica.	Gránulo, Película, Fragmentos, Espuma, Fibras	Cualitativa; categórica (nominal)
Hábitat de organismos (independiente)	Entorno ecológico del organismo.	Identificación del hábitat, según el comportamiento y distribución vertical.	Pelágico, Bentónico-submareal, Bentónico-intermareal, Bentopelágico	Cualitativa; categórica (nominal)
Estrategia de alimentación (independiente)	Mecanismo de alimentación de organismos.	Clasificación de hábitos alimenticios.	Filtración, Ingesta	Cualitativa; categórica (nominal)

4.4. Actividades

Para el **objetivo específico 1**, se llevó a cabo una búsqueda sistemática de literatura especializada en Scopus, enfocada en estudios sobre la evaluación del riesgo ecológico en organismos filtradores marino-costeros expuestos a microplásticos. La información relativa a las características de los organismos filtradores se organizó en una tabla, incluyendo las columnas: 'Región de estudio', 'Tipo de organismo', 'Género', 'Hábitat', 'Estrategia de alimentación' y 'Zona de acumulación' (Anexo 1). De manera paralela, se registraron las características descriptivas de los microplásticos en una segunda tabla, con las columnas: 'Tipo de organismo', 'Género', 'Tipo de polímero', 'Forma', 'Tamaño', 'Color' y 'Fuente de origen' (Anexo 2). Posteriormente, se contabilizó el número de veces que cada característica fue reportada en los estudios revisados, con el propósito de generar una base cuantitativa que permitiera realizar un análisis comparativo (Figura 6).

Para el **objetivo específico 2**, las características descriptivas identificadas en el objetivo anterior se organizaron en dos tablas de jerarquización: una para bivalvos y otra para peces pelágicos, en las cuales se asignaron puntajes en una escala ordinal de 1 a 4. La asignación de estos puntajes se fundamentó en el número de menciones de cada característica en los estudios revisados, así como en la relevancia científica que diversos autores les atribuyen en el contexto de la exposición a microplásticos. Asimismo, se identificaron y sistematizaron las metodologías de estimación del riesgo ecológico (índices) de microplásticos, recopilando la información en una tabla que incluyó las columnas: 'Tipo de organismo', 'Índices de evaluación', 'Método de cálculo', 'Descripción del índice' y 'Nivel de riesgo' (Anexo 3). Además, se realizó el conteo del número de veces que cada índice fue reportado, lo que permitió identificar los enfoques metodológicos más utilizados en la evaluación del riesgo ecológico a nivel mundial (Figura 6).

Para el **objetivo específico 3**, a partir de los estudios seleccionados en el objetivo específico 1, se identificaron y clasificaron diferentes combinaciones de características reportadas de manera conjunta en cada estudio. Estas combinaciones incluyeron los atributos de zona de acumulación, polímero, forma, color, tamaño y fuente de origen. La información fue sistematizada en dos tablas, una para peces pelágicos y otra para bivalvos bentónicos, que representan los escenarios probables de exposición al consumo de microplásticos (Anexo 4 y Anexo 7). Posteriormente, cada característica fue valorada según los puntajes asignados en las tablas de jerarquización del objetivo específico 2 (Anexo 5 y Anexo 8). Esta ponderación permitió construir escenarios que podrían presentarse en futuras evaluaciones de riesgo ecológico por consumo de microplásticos en organismos filtradores. Estos se clasificaron cualitativamente según su probabilidad de

ocurrencia (baja, media o alta), en función del puntaje total acumulado por las características que los conforman. Finalmente, se evaluó la pertinencia de estos escenarios con respecto a los organismos filtradores seleccionados de la costa peruana (Figura 6).

4.5. Análisis de la información

El análisis de la información se centró en el procesamiento de los datos sistematizados a partir de la revisión bibliográfica realizada en Scopus, utilizando operadores booleanos con los términos: ‘Ecological risk assessment’ OR ‘Ecological risk’ OR ‘Microplastic pollution’ OR ‘Risk assessment’ AND ‘Microplastic’ AND ‘Fish’ OR ‘Bivalves’ AND ‘Marine’, aplicados a título, resumen o palabras clave. Para la selección de los artículos se empleó la metodología PRISMA-P (Page et al., 2021) (Tabla 2). Se consideró el rango de publicación 2015–2025, intervalo que registra un incremento de la producción científica sobre la evaluación del riesgo ecológico asociado al consumo de microplásticos, favorecido por el desarrollo de nuevos enfoques metodológicos y mayor precisión de técnicas analíticas. La distribución de los estudios mostró una mayor concentración en Asia (50%), seguido de América (25%), Europa (19,7%) y África (5,3%). Asimismo, el 46,1% se centró en bivalvos bentónicos, el 44,7% abordó peces pelágicos, y el 9,2% restante incluyó ambos grupos (Figura 5). Inicialmente se identificó una muestra total de 180 artículos; tras la aplicación de los criterios de inclusión y exclusión, la muestra final quedó conformada por 76 artículos relevantes. Se excluyeron 30 estudios realizados en entornos artificiales; 46 investigaciones centradas solo en sedimentos o columnas de agua sin interacción con organismos; 22 trabajos en ecosistemas de agua dulce (ríos, lagos, embalses y cuencas); y 6 sobre megafauna marina. La información recopilada fue sistematizada en Microsoft Excel y procesada mediante el software R Studio (Figura 6).

Tabla 2. Criterios de inclusión y exclusión aplicados en la selección de estudios.

Categoría	Criterios de Inclusión	Criterios de Exclusión
Tipo de estudio	Artículos científicos.	Artículos de revisión, boletines técnicos.
Accesibilidad	Acceso al texto completo.	Solo resumen disponible.
Tipo de organismo	Organismos filtradores (bivalvos bentónicos y peces pelágicos).	Megafauna marina.
Idioma	Inglés, español.	Otros idiomas.
Fecha de publicación	Publicaciones entre 2015 y 2025.	Publicaciones anteriores a 2015.

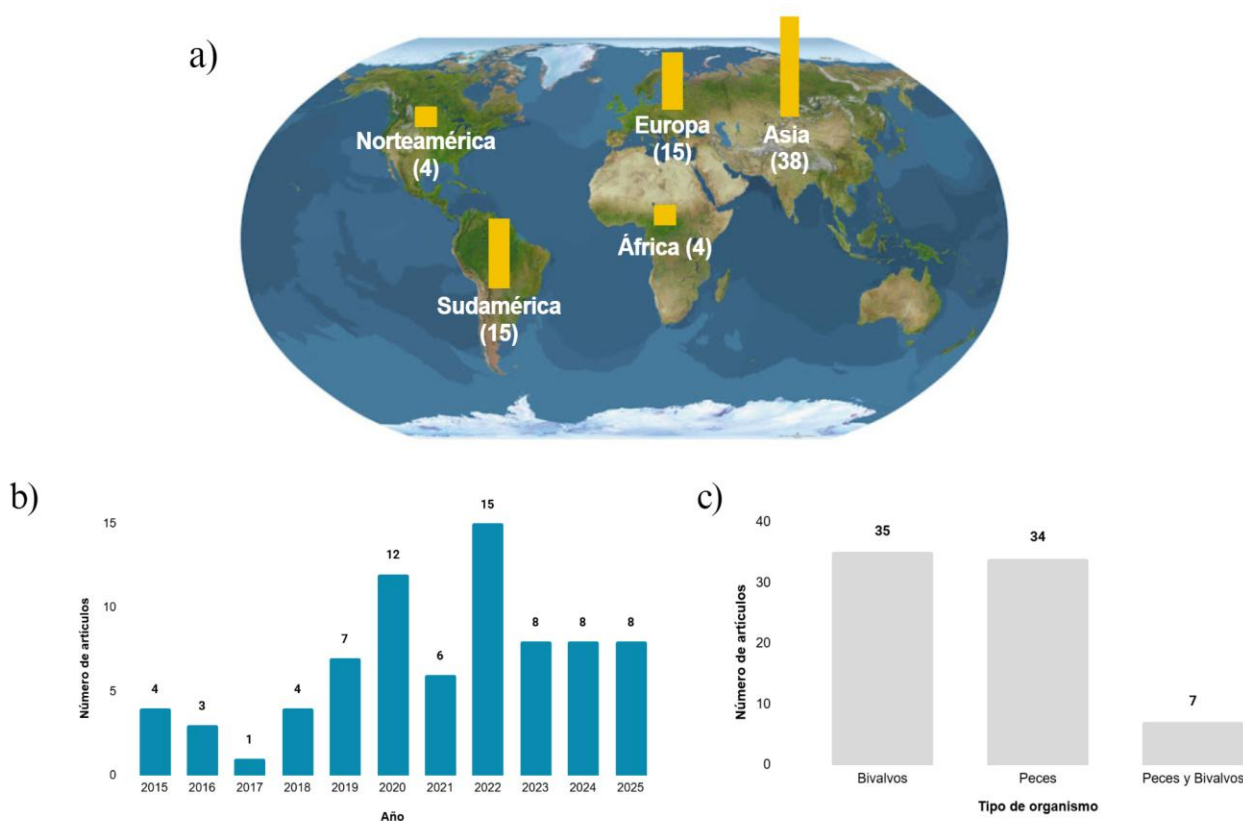


Figura 5. Número de artículos según a) región de estudio, b) año de publicación, c) grupo biológico.

Para el **objetivo específico 1**, la información recopilada se procesó mediante la elaboración de diagramas de caja y bigotes (boxplot), con el objetivo de representar la distribución de los datos y su tendencia central; así como valores atípicos (outliers) que corresponden a valores ubicados fuera del rango esperado. Los boxplots se construyeron dividiendo los datos en dos grupos en el eje x: bivalvos y peces, que permitió comparar la distribución de las características entre ambos grupos de organismos. Esto facilitó la jerarquización de la información cuantitativa derivada del conteo de las características descriptivas reportadas en los artículos. En total, se generaron 6 boxplots, correspondientes a: (i) zona de acumulación en organismos, (ii) tipo de polímero, (iii) tamaño, (iv) color, (v) forma y (vi) fuente de origen de los microplásticos. Cada boxplot se estructuró a partir de los 3 cuartiles estadísticos: Q1 (primer cuartil), que delimita el 25% inferior de los valores, Q2 (mediana), que representa el 50% de la distribución, y Q3 (tercer cuartil), que delimita el 75% de los datos (Figura 6).

Para el **objetivo específico 2**, se utilizaron las tablas de jerarquización de las características descriptivas generadas para bivalvos bentónicos y peces pelágicos, con el propósito de clasificar dichas características en el análisis gráfico de los 6 boxplots. Las características con baja presencia ($\leq Q1$), recibieron un puntaje de 1; aquellas con presencia media ($Q1-Q2$), un puntaje

de 2; las de presencia alta (Q2–Q3), un puntaje de 3; y las de presencia muy alta ($\geq Q3$), un puntaje de 4. Esta jerarquización permitió establecer un criterio comparativo sólido que facilitó la priorización de atributos relevantes en la exposición a microplásticos. Respecto a los índices empleados para estimar la evaluación del riesgo ecológico al consumo de microplásticos, se elaboró un boxplot a partir del número de menciones reportadas en los estudios, segmentando los datos en el eje x: bivalvos y peces. Esta representación gráfica, también basada en la distribución por cuartiles, permitió visualizar la dispersión y predominancia de los índices en la literatura. Adicionalmente, se sistematizaron las fórmulas de los índices para comprender en detalle las características descriptivas incorporadas en su formulación. De este modo, el análisis permitió reconocer los enfoques predominantes y vacíos técnicos que limitan la evaluación integral del riesgo ecológico (Figura 6).

Para el **objetivo específico 3**, se utilizaron las combinaciones de características descriptivas reportadas de manera conjunta en los estudios revisados, complementadas con los puntajes asignados a dichas características según la escala ordinal definida en el objetivo específico 2. Con esta información se construyeron dos mapas de calor para cada grupo biológico a fin de representar los escenarios con características de MPs que tienen mayor probabilidad de ser consumidas. La clasificación cualitativa de los escenarios probables se basó en el cálculo del puntaje total acumulado a partir de las características que los componen, siendo 24 el valor máximo posible. En función de este total, se definieron tres categorías de probabilidad de ocurrencia del escenario: baja (≤ 15 puntos), media (entre 16 y 20 puntos) y alta (≥ 21 puntos). Estas categorías fueron ilustradas mediante combinaciones representativas de puntuaciones individuales, tales como (1–1–1...) para baja probabilidad, (2–3–2...) para media probabilidad y (4–4–4...) para alta probabilidad de ocurrencia. Este procedimiento integró un enfoque cuantitativo, sustentado en la sumatoria de los puntajes, con una representación cualitativa que reflejó la recurrencia de estas combinaciones en los estudios analizados. Finalmente, se analizó la pertinencia de estos escenarios probables en relación con los organismos filtradores comerciales presentes en la costa peruana, con el fin de establecer una aproximación conceptual que, basada en patrones identificados a nivel mundial, permita contextualizar escenarios probables que podrían presentarse en futuras evaluaciones de riesgo ecológico en el ámbito local (Figura 6).

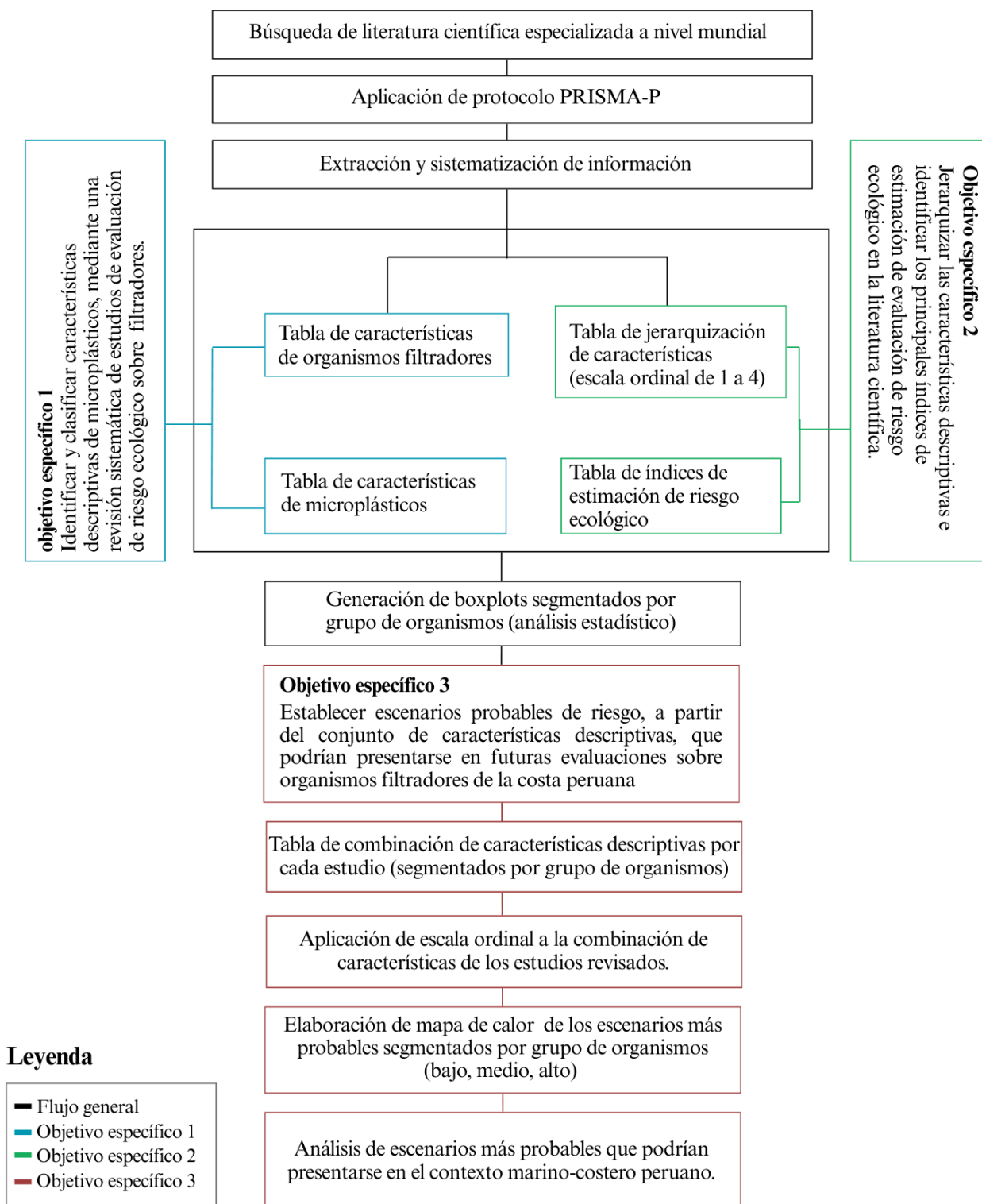


Figura 6. Diagrama de flujo de actividades y análisis de información.

V. RESULTADOS

5.1. Identificación y clasificación de características descriptivas de microplásticos

Como parte de los resultados correspondientes al **objetivo específico 1**, en relación con las zonas anatómicas, se identificaron 7 zonas específicas de acumulación de microplásticos. Además, se reportaron zonas generales no detalladas, como tejidos blandos en bivalvos y tracto gastrointestinal (TGI) en peces, términos ampliamente utilizados en la literatura. En los bivalvos bentónicos, los tejidos blandos constituyeron la zona más mencionada (32 veces), representando un valor atípico dentro del conjunto analizado. Entre las zonas específicas, las branquias registraron 8 menciones, la glándula digestiva (incluye hepatopáncreas) 5 y el estómago 4, ubicándose todas por encima del tercer cuartil (Q2). Por el contrario, las gónadas, la concha (valva) y el músculo, con 1 mención cada una, se situaron por debajo del primer cuartil (Q1). En los peces pelágicos, el TGI presentó la mayor cantidad de menciones (22), seguido del intestino (12), el estómago (10) y el músculo (9), todas situadas por encima del Q2. En contraste, el hígado (4 menciones) y las vísceras (1 mención) se localizaron por debajo del Q1 (Figura 7a).

Con respecto al tipo de polímero, se identificaron 21 variedades, agrupadas en 7 clases: poliésteres (PET, PES), poliestirenos (PS), poliolefinas (PP, PE, LDPE, HDPE), poliamidas (PA), poliuretanos (PU), acrílicos y derivados (PMMA, PAN) y un grupo de otros polímeros (rayón, celofán, PVA, EVA). Los resultados fueron parcialmente similares para ambos grupos: bivalvos y peces registraron un mayor número de poliolefinas en su interior, con 38 y 39 menciones, respectivamente. Asimismo, polímeros como celofán, rayón, PVA y otros incluidos en la categoría “otros polímeros” tuvieron 20 menciones en bivalvos y 18 en peces, mientras que los poliésteres alcanzaron 18 menciones en bivalvos y 17 en peces. En contraste, acrílicos y derivados (7 menciones en bivalvos y 3 en peces) y el poliuretano (2 en bivalvos y 3 en peces) constituyendo los polímeros con menor nivel de reporte en ambos grupos biológicos, ubicándose por debajo del Q1 (Figura 7b). En cuanto a los tamaños de microplásticos, se identificaron 5 clases: <100 μm , 100–300 μm , 300–500 μm , 500–1000 μm y >1000 μm . En bivalvos, el rango de 100–300 μm se presentó como un valor atípico, con 16 menciones, seguido de <100 μm y 300–500 μm , con 13 y 12 menciones cada uno. En los peces, el rango de 500–1000 μm fue el tamaño de partícula más predominante, con 15 menciones, seguido de partículas >1000 μm , con 9 menciones. Cabe mencionar que, para este grupo, no se registraron partículas del rango <100 μm , asimismo, no todos los estudios reportaron tamaños de microplásticos

(Figura 7c). En relación con las formas, se registraron 7 tipos reportados en la literatura. Tanto en bivalvos como en peces, las fibras y los fragmentos fueron los de mayor mención, ubicándose por encima del tercer cuartil (Q3). En bivalvos, se contabilizaron 36 fibras y 28 fragmentos, mientras que en peces se registraron 38 y 33, respectivamente. Por el contrario, las categorías con menor número de menciones se situaron por debajo Q1. En los bivalvos, correspondieron a espuma y filamento, con 1 mención cada una, mientras que en los peces la forma filamentosa tuvo solo 2 menciones y esferas, 1 mención (Figura 7d). En cuanto a los colores y tonalidades, se realizó una agrupación cromática basada en familias derivadas de los colores primarios, identificándose 10 tonalidades. En ambos grupos, predominó el color negro, con 24 menciones en bivalvos y 25 en peces; azul, con 22 menciones en bivalvos y 23 en peces; y rojo, que incluye tonalidades de rosado y fucsia, con 22 menciones en bivalvos y 20 en peces. También se registró una notable presencia de partículas transparentes en ambos grupos, con 21 menciones en bivalvos y 14 en peces. Asimismo, en bivalvos se destacó la presencia de los colores blanco (11 menciones) y amarillo (8). Por otro lado, el naranja (3) y morado (2) fueron los menos reportados en peces. Cabe mencionar que no todos los estudios reportaron colores de microplásticos (Figura 7e). Por último, se clasificaron 4 fuentes de origen de microplásticos. En ambos grupos, los residuos de pesca se ubicaron por encima del tercer cuartil (Q3), representando las fuentes con mayor número de reportes en la literatura, con 38 menciones en cada grupo. Asimismo, los residuos domésticos registraron 26 menciones en bivalvos y 24 en peces. En contraste, los residuos de turismo y de industria petrolera fueron los menos reportados. En bivalvos, los residuos de turismo tuvieron 5 menciones, mientras que en peces solo se registraron 2. Cabe mencionar que no todos los estudios reportaron las fuentes de origen de los microplásticos (Figura 7f).

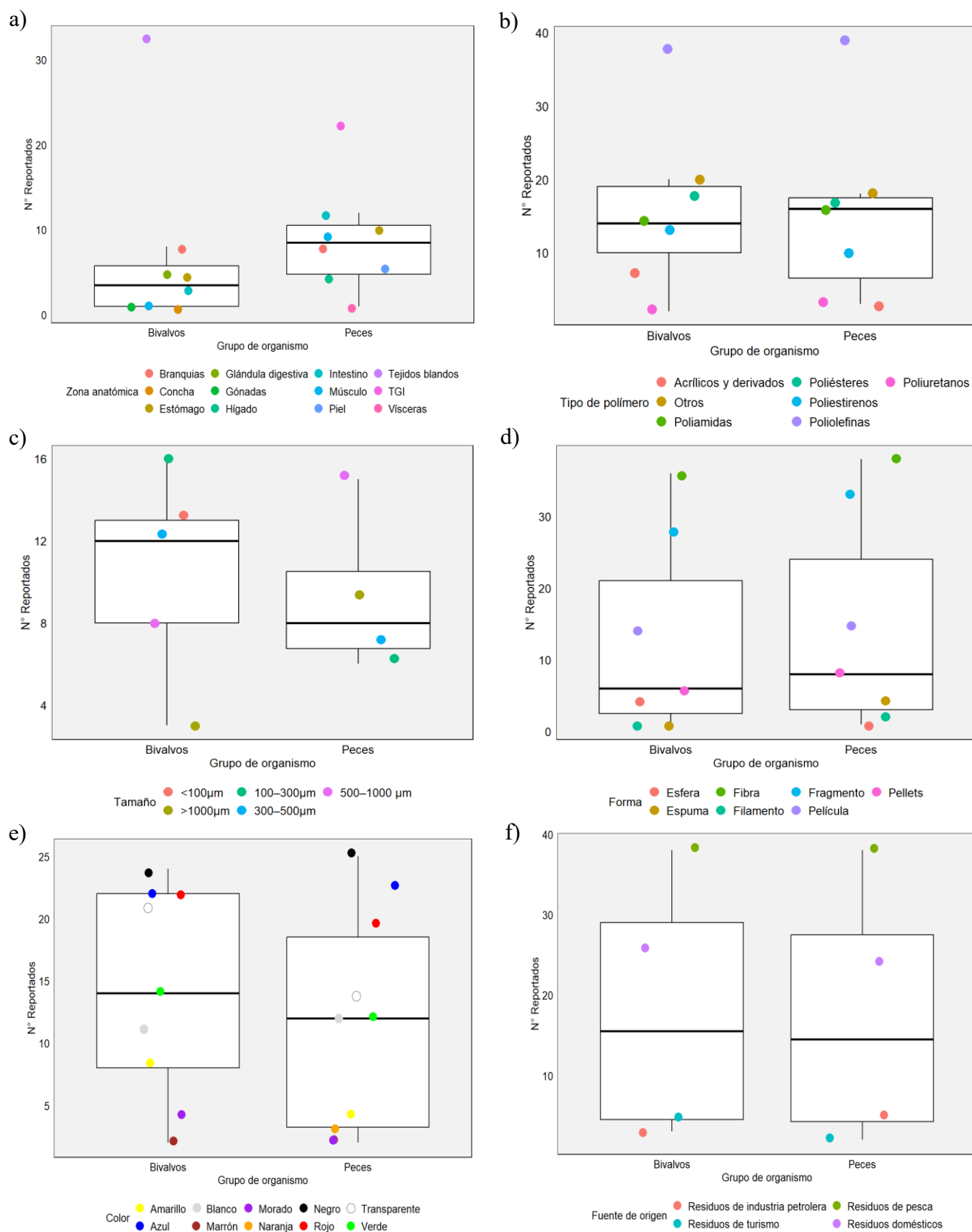


Figura 7. Características descriptivas reportadas en literatura a nivel mundial a) zona de acumulación, (b) tipo de polímero, (c) tamaño, (d) forma, (e) color y (f) fuente de origen de microplásticos.

5.2. Jerarquización de características e identificación de índices de riesgo ecológico

Como parte de los resultados correspondientes al **objetivo específico 2**, se jerarquizaron las características descriptivas de los microplásticos reportadas en los organismos filtradores. Se asignó una puntuación de 1 a 4 a cada característica, agrupando los valores según su aparición en la literatura, donde 4 correspondió a las características de mayor presencia y 1 a las de menor presencia (Tabla 3a y 3b). Respecto a los índices de estimación de riesgo ecológico, se identificaron 4 tipos aplicados para bivalvos bentónicos y 5 para peces pelágicos. Cabe mencionar que no todos los estudios de la muestra integraron el uso de índices en su metodología. En ambos grupos de organismos, el Índice de Peligro de Polímero (PHI) fue utilizado ampliamente para evaluar el riesgo ecológico por consumo de microplásticos, con un total de 16 menciones en bivalvos y 14 en peces. En el rango intercuartílico se ubicaron el Índice de Riesgo Ecológico Potencial (PERI), el Índice de Riesgo Contaminante (PRI) y el Índice de Riesgo Ecológico (ERI); los dos primeros se evaluaron en ambos grupos y el último únicamente en peces. En contraste, el Índice de Riesgo basado en Tamaño y Abundancia de Partículas (SRI) en peces y el Índice de Microplásticos (MPI) en bivalvos presentaron baja presencia, con 2 y 1 mención, respectivamente. En el caso del PHI y del PRI, la variable predominante fue el tipo de polímero. En cambio, otros índices incorporaron características adicionales, como la zona de acumulación y hábitat (Figura 8).

Tabla 3. Jerarquización de características descriptivas de microplásticos.

a. Grupo de organismo: Peces pelágicos				
Características	Puntuación (del 1 - 4)			
	1	2	3	4
Zona de acumulación	Hígado; Vísceras	Piel; Branquias	Estómago; Músculo	TGI; Intestino
Tipo de polímero	Acrílicos y derivados; Poliuretano	Poliestirenos	Poliamidas; Poliésteres	Poliolefinas; otros (RY, celofán, etc.)
Tamaño de microplástico	100–300 μm	300–500 μm	>1000 μm	500–1000 μm
Color de microplástico	Morado (y violeta); Naranja	Amarillo, Blanco	Transparente; Verde	Azul; Negro (y gris), Rojo
Forma de microplástico	Filamento; Esfera	Espuma	Película; Pellet Fibra; Fragmento	
Fuente de origen	Residuos de turismo	Residuos de industria petrolera	Residuos domésticos	Residuos de pesca

b. Grupo de organismo: Bivalvos bentónicos				
Características	Puntuación (del 1 - 4)			
	1	2	3	4
Zona de acumulación	Concha; Gónadas	Intestino; Músculo	Estómago; Glándulas digestivas	Branquias; Tejidos Blandos
Tipo de polímero	Acrílicos y derivados; Poliestirenos Poliuretanos		Poliamidas; Poliéster	Poliolefinas; Otros
Tamaño de microplástico	>1000 μm	500–1000 μm	<100 μm , 300–500 μm	100–300 μm
Color de microplástico	Morado (lila y violeta); Marrón	Amarillo; Blanco	Rojo; Transparente; Verde	Azul; Negro (y gris)
Forma de microplástico	Filamento; Espuma	Esfera	Película, pellets	Fibra; Fragmento
Fuente de origen	Residuos de industria petrolera	Residuos de turismo	Residuos domésticos	Residuos de pesca

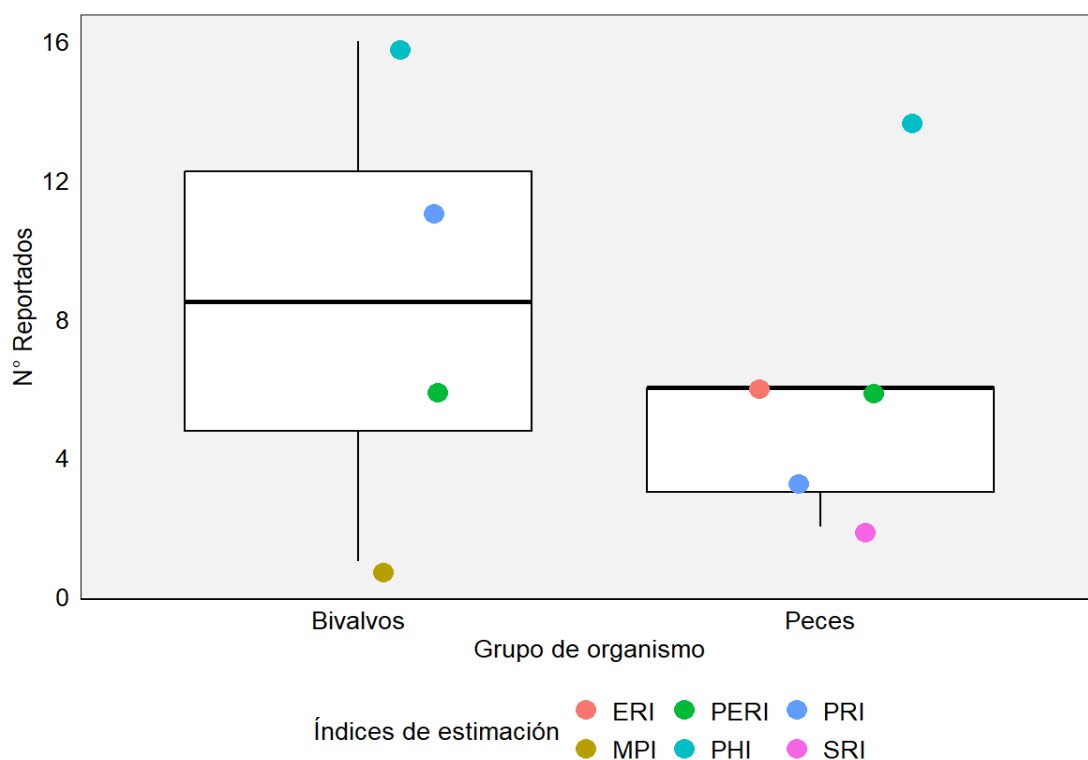


Figura 8. Índices empleados para la estimación del riesgo ecológico asociado al consumo de microplásticos en organismos filtradores marino-costeros.

5.3. Escenarios probables de riesgo ecológico por consumo de microplásticos

Como parte de los resultados correspondientes al **objetivo específico 3**, se identificaron 46 escenarios probables de riesgo ecológico derivados de las combinaciones de las características descriptivas de MPs reportadas en bivalvos bentónicos (Anexo 4 y 5). De este conjunto se seleccionaron 12 escenarios representativos: 4 de probabilidad alta, 4 de probabilidad media y 4 de probabilidad baja (Anexo 6), los cuales se visualizaron mediante un mapa de calor (Figura 9a). Los escenarios de alta probabilidad (B1, B4, B9 y B19), con puntajes entre 3 y 4, se asociaron principalmente a la acumulación en tejidos blandos y branquias. Predominaron partículas de 100–300 μm y <100 μm , polímeros persistentes como poliolefinas (PP, PE, LDPE) y otros materiales (celofán, rayón, PVA), colores azul y negro, y formas tipo fibra y fragmento. Las fuentes de origen se vincularon principalmente con actividades pesqueras. Los escenarios de probabilidad media (B30, B31, B35 y B37), con puntajes entre 2 y 4, se relacionaron con acumulación en estómago, intestino y glándulas digestivas. Se registraron partículas de 300–500 μm y 500–1000 μm , colores rojo, blanco y transparente, formas de película y pellets, y polímeros como poliamidas, poliéster y poliestireno. Las fuentes de origen se asociaron a residuos domésticos. En los escenarios de baja probabilidad (B43–B46), con puntajes entre 1 y 4, se registraron zonas anatómicas como conchas y gónadas. Predominaron partículas >1000 μm con formas filamentosas y esféricas, colores morado, amarillo y marrón, y fuentes vinculadas a residuos domésticos y pesqueros (Figura 9a).

Por otro lado, se identificaron 47 escenarios probables a partir de las combinaciones de las características descriptivas de MPs reportadas en peces pelágicos (Anexos 7 y 8). De este conjunto se seleccionaron 12 escenarios representativos (Anexo 9), representados en otro mapa de calor (Figura 9b). Los escenarios de alta probabilidad (P1, P7, P8 y P18) se asociaron con la acumulación de MPs en el tracto gastrointestinal e intestino. Predominaron partículas de 500–1000 μm y >1000 μm , polímeros como poliolefinas y otros materiales, colores rojo, azul y negro, y formas de fibras y fragmentos. Las fuentes se vincularon a residuos de pesca. Los escenarios de probabilidad media (P26, P31, P32 y P36) se relacionaron con la presencia de MPs en piel y branquias con partículas de 300–500 μm . Se registraron poliamidas, poliéster y derivados acrílicos de colores verde y transparente, y formas de película y pellets. Las fuentes se asociaron a residuos domésticos. En los de baja probabilidad (P44–P47) se identificaron MPs en hígado y vísceras con partículas de 300–500 μm y >1000 μm , colores amarillo, morado y naranja, y formas de pellets, películas, fibras y fragmentos. Las fuentes se vincularon a residuos domésticos, pesqueros y, en menor medida, al turismo (Figura 9b).

a)

Alto	B1	4	4	4	4	4	4	24
	B4	3	4	4	4	4	4	23
	B9	4	4	3	3	4	4	22
	B19	3	4	4	4	4	3	22
Medio	B31	4	2	2	4	4	3	19
	B30	2	3	4	3	3	4	19
	B35	4	3	3	3	2	3	18
	B37	4	3	2	2	3	3	17
Bajo	B44	4	2	2	2	1	4	15
	B43	3	1	3	1	3	4	15
	B46	4	1	3	1	2	3	14
	B45	1	1	1	3	4	4	14
		Zona de acumulación	Polímero	Tamaño	Color	Forma	Fuente de origen	Suma total
Organismo		Microplásticos						
Características reportadas en bivalvos bentónicos								

b)

Alto	P1	4	4	4	4	4	4	24
	P8	3	4	4	4	4	4	23
	P7	4	4	3	4	4	4	23
	P18	4	3	3	3	4	4	21
Medio	P26	4	4	4	3	2	3	20
	P32	4	3	1	4	3	4	19
	P31	2	3	2	4	4	4	19
	P36	2	2	4	4	3	3	18
Bajo	P46	1	2	2	3	4	3	15
	P45	2	3	2	3	4	1	15
	P44	2	2	3	2	3	3	15
	P47	3	1	2	1	3	4	14
		Zona de acumulación	Polímero	Tamaño	Color	Forma	Fuente de origen	Suma total
		Organismo		Microplásticos				
Características reportadas en peces pelágicos								

Figura 9. Escenarios probables de riesgo ecológico asociados al consumo de microplásticos en organismos filtradores marino-costeros a) bivalvos bentónicos y b) peces pelágicos. Muestra de 12 escenarios representativos, contruidos a partir de combinaciones de las características descriptivas reportadas en cada estudio, y clasificados en baja (≤ 15), media (16-20) y alta (≥ 21) probabilidad de ocurrencia.

VI. DISCUSIÓN

6.1. Microplásticos en organismos filtradores marino-costeros

En los ecosistemas marino-costeros, el consumo de microplásticos por organismos filtradores ha sido ampliamente documentado, y los hallazgos del presente estudio aportaron información complementaria que permitió reconocer ciertos patrones de riesgo ecológico asociados a las características descriptivas de los microplásticos. Con respecto a las zonas anatómicas, los estudios revisados reportaron la acumulación de MPs tanto en órganos específicos como en regiones generales, lo que puede generar un sesgo en la verdadera representación de ciertos órganos. En los bivalvos *Mytilus galloprovincialis*, *Argopecten irradians* y *Aulacomya atra*, la presencia de MPs ha sido documentada con mayor abundancia en los tejidos blandos, región que presentó el mayor número de mención (Gedik et al., 2020; Valencia-Velasco et al., 2020; Song et al., 2020; De-La-Torre et al., 2022; Chunga et al., 2025). Por ejemplo, investigaciones realizadas en el choro *M. galloprovincialis*, capturado en zonas costeras de Turquía e Italia, detectaron MPs en aproximadamente el 70% de sus tejidos (Gedik et al., 2020; Quaglia et al., 2023; Sfriso et al., 2024). No obstante, cuando se realiza una mayor desagregación anatómica, las branquias, glándula digestiva y estómago emergen como las zonas con mayor acumulación de MPs (Gedik et al., 2020; Teng et al., 2021; Chen et al., 2024). Esto puede atribuirse a su función fisiológica en la filtración y digestión de las partículas, las branquias favorecen la retención de partículas, mientras que la glándula digestiva y el estómago intervienen de manera directa en su digestión y almacenamiento temporal (Gedik et al., 2022; Chunga et al., 2025). En los peces pelágicos, el tracto gastrointestinal (TGI) constituye la región anatómica más reportada. Esta concentra a los órganos responsables de la digestión y procesamiento del alimento, siendo el principal sitio de acumulación inicial de MPs (Compa et al., 2018; Eryaşar et al., 2022; Lopes et al., 2023; Michishita et al., 2023). En la anchoveta japonesa *Engraulis japonicus*, por ejemplo, se ha documentado que el 77% de los MPs detectados se localizan en el TGI (Compa et al., 2018; Eryaşar et al., 2022; Michishita et al., 2023). En contraste, la menor representación de órganos como el hígado y las vísceras en peces pelágicos, así como de conchas y gónadas en bivalvos, podría responder a la complejidad técnica de análisis como protocolos de digestión más invasivos o procedimientos analíticos adicionales (Li et al., 2022; Chen et al., 2024; Sfriso et al., 2024). Por su parte, la evidencia disponible sugiere que estos también actúan como sitios de acumulación relevantes. Por ejemplo, en especies del género *Engraulis* han identificado gran cantidad de MPs en el hígado de los peces, lo que también ha sido asociado a procesos de translocación entre órganos (Collard et al., 2017) (Figura 7a).

Con respecto al tipo de polímero, las poliolefinas, particularmente PE y PP, constituyeron la fracción dominante de microplásticos reportada en peces pelágicos de los géneros *Engraulis* y *Sardina*, y en bivalvos como *Mytilus*, *Aulacomya* y *Crassostrea*. Diversos autores reportaron que estos polímeros representan más del 70% de los MPs identificados, evidenciando un patrón común en ecosistemas costeros de diferentes regiones del mundo (Collard et al., 2017; Renzi et al., 2019; Coyle et al., 2020; Savoca et al., 2020; Li et al., 2022; Lopes et al., 2023). En segundo orden, se observa una presencia notable de poliésteres (PET), poliamidas (nylon) y otros polímeros (rayón y celofán), los cuales se asocian al uso intensivo de plásticos de un solo uso, textiles sintéticos y artes de pesca, que ingresan al mar por pérdida, descargas urbanas o fragmentación de plásticos (Barboza et al., 2020; Filgueiras et al., 2020; Carvalho et al., 2023). Además, el PE y el PP poseen densidades inferiores al agua de mar, lo que favorece su flotabilidad, aumentando su probabilidad de ingestión (Lopes et al., 2023; Jeong et al., 2024). En los pequeños pelágicos, como *Engraulis japonicus*, *Engraulis encrasicolus* y *Sardina pilchardus* se reporta la acumulación de PE y PP en sus tejidos (Tanaka et al., 2016; Renzi et al., 2019; Savoca et al., 2020). La exposición a este tipo de polímero en el género *Engraulis* es una de las más altas registradas (Tanaka et al., 2016). En bivalvos, el PE puede representar hasta el 75% de los MPs identificados en especies como *Mytilus galloprovincialis* y *Choromytilus chorus* (Digka et al., 2018; Valencia-Velasco et al., 2020; Sparks, 2020; Quaglia et al., 2023). Asimismo, en la especie sudamericana *Aulacomya atra* se han identificado principalmente PET, PE, PP y PS (De-La-Torre et al., 2022). De manera similar ocurre en los géneros *Crassostrea* y *Argopecten* (Song et al., 2020; Teng et al., 2021; Quaglia et al., 2023; Mortuza et al., 2025). En contraste, los polímeros de mayor densidad, como poliuretanos y derivados acrílicos, tuvieron menor representación en la literatura; su baja presencia podría estar asociada a su dinámica de sedimentación y menores volúmenes de producción y liberación al ambiente marino (Yu et al., 2017; Sun et al., 2019; Gugliandolo et al., 2020; Quaglia et al., 2023; Lin et al., 2024) (Figura 7b).

En relación con el tamaño, en bivalvos, el rango 100–300 μm obtuvo la mayor representación, seguido por partículas <100 μm ; mientras que en peces pelágicos predominó el rango de 500–1000 μm , seguido por tamaños >1000 μm . La predominancia de partículas pequeñas en bivalvos podría explicarse por sus sistemas de filtración, los cuales capturan y retienen con mayor eficiencia partículas suspendidas de tamaño similar a su dieta natural (Digka et al., 2018; Wang et al., 2019; Pan et al., 2022; Li et al., 2022; Wu et al., 2022). Estudios realizados en ambientes costeros y estuarinos de Asia y Europa han reportado la presencia de MPs entre 20 – 300 μm en tejidos blandos de los géneros *Mytilus*, *Solea*, *Meretrix* y *Crassostrea*, aunque

frecuentemente en una menor proporción. Esto podría deberse a que fracciones más pequeñas son menos detectables en procedimientos analíticos, lo que podría haber contribuido a que sean poco evaluadas (Nithin et al., 2022; Li et al., 2022; Pan et al., 2022; Yu et al., 2022; Sfriso et al., 2024). En contraste, en peces pelágicos de los géneros *Engraulis*, *Sardina* y *Sardinella*, los tamaños predominantes tienden a ser mayores. Este hallazgo ha sido reportado en varias investigaciones realizadas en el Mediterráneo, el Atlántico nororiental y regiones del Pacífico (Neves et al., 2015; Compa et al., 2018; Renzi et al., 2018; Wang et al., 2021; Eryaşar et al., 2022). Por ejemplo, en las especies *Engraulis japonicus* y *Engraulis encrasicolus* se ha detectado que más del 80% de los MPs ingeridos presentan tamaños entre 500 – 1000 µm (Tanaka et al., 2016; Collard et al., 2017). Esto podría explicarse por sus estrategias de alimentación, en las que el tamaño de las partículas ingeridas suele corresponder al rango de tamaño del zooplancton que constituye su dieta (Wang et al., 2021) (Figura 7c).

En relación con la forma, las fibras y fragmentos constituyeron los morfotipos predominantes. En los bivalvos, esta dominancia ha sido documentada en los géneros *Aulacomya*, *Mytilus* y *Meretrix* (Gedick et al., 2020; Sparks, 2020; Wu et al., 2022; Chen et al., 2024). Por ejemplo, en el choro peruano *A. atra* y en el mejillón chileno *M. chilensis* se ha reportado que más del 80% de los MPs identificados en los tejidos corresponden a fibras (De-La-Torre et al., 2022; Quaglia et al., 2023; Chen et al. 2024; Chunga et al 2025). De manera similar, en los peces *Engraulis encrasicolus* y *Sardina pilchardus*, las fibras y fragmentos constituyeron cerca del 78% de los morfotipos detectados (Compa et al., 2018; Michishita et al., 2023). Diversos autores han asociado esta predominancia a procesos de degradación mecánica y fotoquímica de los plásticos expuestos prolongadamente a condiciones ambientales y al aporte continuo de la industria textil, considerada una fuente principal de microfibras en el medio marino (Ossa et al., 2016; Compa et al., 2018; Gedik et al., 2020; Wu et al., 2022; Lopes et al., 2023). En contraste, formas inusuales como espuma, pellets y esferas fueron escasamente reportadas. Su baja representación podría estar relacionada a que presentan una menor estabilidad estructural y compleja geometría, lo que reduce la probabilidad de ser ingeridas activamente; asimismo, a tienen un mayor nivel de dificultad de ser recuperados de las matrices biológicas (Tanaka et al., 2016; Song et al., 2020; Teng et al., 2021; Quaglia et al., 2023) (Figura 7d).

Con respecto a los colores y tonalidades, el negro (y gris), azul y rojo (incluyendo rosado y fucsia) constituyeron la fracción cromática dominante reportada en ambos grupos (Digka et al., 2018; Li et al., 2022; Michishita et al., 2023; Sánchez-Guerrero-Hernández et al., 2023). Este patrón ha sido documentado en el género *Engraulis*, donde el 80% de los MPs evaluados presentaban partículas de color azul y negro (Savoca et al., 2020; Michishita et al., 2023). De

manera similar, en especies del género *Mytilus* como *M. chilensis* y *M. galloprovincialis*, cerca del 50% de los MPs correspondieron a azul, rojo y negro (Digka et al., 2018; Quaglia et al., 2023; Leppes et al., 2025). Este predominio de colores podría explicarse, en primer lugar, por el uso de pigmentos y aditivos de tonalidades intensas durante el proceso de producción de plásticos, sobre todo, del sector textil. En segundo lugar, por su alta disponibilidad en el ambiente, dado que estos pigmentos pueden presentar mayor estabilidad frente a procesos de degradación, favoreciendo su persistencia en el medio marino (Collard et al., 2017; Compa et al., 2018; Gedik et al., 2020; Lin et al., 2022; Chunga et al., 2025). En estos estudios también se han registrado una fracción importante de partículas transparentes, cuya presencia ha sido asociada a la fragmentación de materiales de baja pigmentación como films, bolsas y botellas de plástico (Ossa et al., 2016; Gedik et al., 2020). Por ejemplo, en el mejillón *Aulacomya atra* se reportó que las partículas transparentes representaron el 70% de los MPs identificados en los tejidos analizados (Ríos et al., 2020). En contraste, colores secundarios como amarillo, naranja, morado (incluyendo violeta) e inclusive marrón se reportaron en menor proporción. Esto podría relacionarse con un menor uso de estas pigmentaciones a nivel industrial, con los procesos de intemperización que pueden modificar progresivamente la coloración original, así como con posibles limitaciones en su detección visual durante los análisis (Renzi et al., 2018; Song et al., 2020; Teng et al. 2021) (Figura 7e).

En relación con la fuente de origen de los microplásticos, los residuos de pesca destacaron por su alta presencia en ambos grupos. Esta representación podría atribuirse a la intensa presión antropogénica que caracteriza a los ecosistemas marino-costeros, particularmente en regiones donde la pesca constituye una actividad económica dominante (Nithin et al., 2022; Zhang et al., 2022; Jeyasanta et al., 2023). En este contexto, la pérdida, abandono o degradación de artes de pesca representa una fuente importante de MPs en el medio. Redes, líneas y cuerdas, generalmente elaboradas a partir de sintéticos como nylon, polipropileno o polietileno, pueden fragmentarse progresivamente permaneciendo suspendidos en la columna de agua o en sedimentos (Fang et al., 2019; Wu et al., 2020; Zhang et al., 2022). Los residuos domésticos constituyeron la segunda fuente más mencionada e incluyen MPs derivados de productos de uso cotidiano, así como de cosméticos, productos de limpieza e insumos de higiene personal. Estos materiales pueden ingresar al océano a través de descargas de aguas residuales, escorrentía urbana y sistemas fluviales que conectan áreas continentales con ambientes costeros (Selvam et al., 2021; Xiang Li et al., 2022). Diversos estudios han demostrado que durante el lavado de ropa se liberan grandes cantidades de microfibras sintéticas que, debido a su reducido tamaño, pueden atravesar los sistemas convencionales de tratamiento de aguas residuales y

alcanzar finalmente los ecosistemas marino-costeros (Sun et al., 2018; Selvam et al., 2021; Xiang Li et al., 2022). No obstante, pese a que estas fuentes representan una fracción significativa de la contaminación global por MPs, la atribución específica de su origen en organismos marinos continúa representando un desafío metodológico (Akhbarizadeh et al., 2018; Selvam et al., 2021; Pan et al., 2022). En contraste, las fuentes asociadas a residuos de la industria petrolera y turismo estuvieron menor representadas, su identificación en matrices biológicas suele verse limitada por el grado de fragmentación de las partículas y por la mezcla con otros residuos presentes en el ambiente (Wu et al., 2022). En particular, el aporte de los residuos de turismo suele abordarse mediante características como el tipo de polímero, la morfología de partículas o el contexto de las actividades en la zona. Por ejemplo, fibras de poliamida, polietileno o polipropileno suelen asociarse con la degradación de redes y cuerdas de pesca (residuos de pesca), mientras que fragmentos o films de polímeros como PET, PS o PE se relacionan con envases, envoltorios y otros residuos generados por actividades recreativas y turísticas en zonas costeras (Nematollahi et al., 2021; Abd-Elkader et al., 2023; Lopes et al., 2023; Quaglia et al., 2023; Can et al., 2024) (Figura 7f).

6.2. Métricas y metodologías para evaluar el riesgo ecológico de microplásticos

La jerarquización de características permitió establecer un orden relativo de relevancia basado en su presencia reiterada en la literatura científica (Tabla 3a y 3b). Este enfoque aportó un marco comparativo entre distintas características de ambos grupos de organismos involucradas en el consumo de microplásticos. La asignación de puntajes ordinales del 1 al 4, determinada mediante cuartiles, introdujo un criterio metodológico replicable, capaz de traducir la frecuencia bibliográfica en niveles de representación relativa. Este otorgó a cada característica un valor interpretativo útil para construir escenarios conceptuales y proyectarlos hacia contextos locales. Además, también visibilizó dimensiones subrepresentadas, cuya baja puntuación podría deberse más a vacíos técnicos, limitaciones analíticas o sesgos metodológicos que a una verdadera baja importancia ecológica. Diversos estudios plantean que estas limitaciones suponen un reto potencial para la interpretación objetiva de los patrones globales sobre características descriptivas asociadas al consumo de microplásticos en organismos filtradores marino-costeros (Fang et al., 2019; Li et al., 2022; Chen et al., 2024; Zhao et al., 2024). No obstante, al establecer una métrica común, el sistema de jerarquización facilitó la evaluación de características descriptivas mediante la asignación proporcional de puntajes dentro de escenarios probables. Este sistema de puntuación representó una herramienta metodológica con potencial de adaptación en contextos donde la disponibilidad de datos es

limitada, al facilitar una estructuración inicial de características relevantes (Sultana et al., 2024; Kabir et al., 2025).

En relación con los índices de estimación del riesgo ecológico, se identificaron 4 tipos para bivalvos bentónicos y 5 para peces pelágicos. No obstante, cabe mencionar que no todos los estudios incorporaron este tipo de enfoque cuantitativo. El Índice de Peligro Polimérico (PHI) fue el más empleado en ambos grupos. Su amplia aplicación podría estar relacionada con la simplicidad de su formulación, ya que se basan únicamente en la identificación del tipo de polímero presente en matrices biológicas (Lithner et al., 2011; Pan et al., 2021). Esta característica permite obtener una fácil estimación del nivel de riesgo, lo que ha favorecido su adopción en múltiples estudios (Song et al., 2022; Chen et al., 2024). Dentro del rango intercuartil se ubicaron el Índice de Riesgo Ecológico Potencial (PERI), Índice de Riesgo Ecológico (ERI) e Índice de Riesgo de Contaminación (PRI). El PERI y el PRI fueron aplicados tanto en bivalvos como en peces, mientras que el ERI se reportó exclusivamente en peces. Estos índices presentan estructuras de cálculo más complejas, ya que integran múltiples variables, entre ellas el tipo de polímero, el hábitat del organismo y, en algunos casos, la zona anatómica de acumulación (Peng et al., 2018; Ramakrishnan et al. 2024; Kabir et al., 2025). En contraste, el Índice de Riesgo basado en Tamaño y Abundancia de Partículas (SRI) y el Índice de Microplásticos (MPI) registraron la menor presencia. El SRI se reportó únicamente en peces, mientras que el MPI se registró solo en bivalvos, lo que evidencia una aplicación limitada y no transversal entre los grupos biológicos evaluados. Esta baja representación podría estar vinculada a la baja estandarización de los datos requeridos para su cálculo, como el tamaño específico de las partículas ingeridas, el peso del organismo y la distribución espacial de los polímeros (Pan et al., 2022; Zhao et al., 2024). En general, la adopción de ciertos índices podría estar influida por la accesibilidad y disponibilidad de los datos requeridos para su aplicación, más que por su capacidad analítica intrínseca (Ramakrishnan et al., 2024). Aquellos enfoques que integran información fácilmente obtenible o comúnmente reportada tienden a ser más empleados (Pan et al., 2022). Por el contrario, los índices que requieren variables menos accesibles o de difícil estandarización parecen estar subrepresentados. Esta situación no implicaría necesariamente una menor validez metodológica, sino más bien posibles limitaciones prácticas para su implementación en los estudios aplicados (Ramakrishnan et al., 2024) (Figura 8).

6.3. Escenarios probables de riesgo ecológico por consumo de microplásticos

Los escenarios de mayor probabilidad identificados para bivalvos bentónicos (B1, B4, B9 y B19) derivan de lo documentado en especies ampliamente estudiadas, particularmente de la familia Mytilidae (*Mytilus*, *Choromytilus*) y otros bivalvos como *Crassostrea* y *Argopecten*. Estos organismos se alimentan mediante filtración continua de partículas suspendidas a través de las branquias, capturando partículas de tamaño similar al fitoplancton y detritos orgánicos. Este mecanismo explicaría la predominancia de MPs <300 µm en tejidos blandos en los escenarios de mayor probabilidad. Asimismo, la alta presencia de polímeros como PE y PP, con morfología fibrosa o fragmentada y baja densidad, favorece su persistencia en el medio y aumenta la probabilidad de captura durante procesos de filtración y selección (Abd-Elkader et al., 2023; Chen et al., 2024). Las características de MPs predominantes descritas en bivalvos a nivel mundial pueden ser comparables con lo que podría presentarse en especies de la misma familia del litoral peruano, como *Aulacomya atra* (Mytilidae) y *Argopecten purpuratus* (Pectinidae). *A. atra* comparte un comportamiento trófico y ecológico similar al de especies de *Mytilus* y *Choromytilus*, incluyendo el hábito bentónico, fijación a sustratos rocosos y distribución en agregaciones densas en el intermareal y submareal somero. Por su parte, *A. purpuratus* presenta afinidades con otros pectínidos estudiados, como *A. irradians*, y con especies de *Crassostrea* en su estrategia suspensívora y exposición a partículas en ambientes submareales blandos. A diferencia de los mitílidos, los pectínidos suelen habitar fondos arenosos o fangosos, donde la resuspensión de sedimentos puede favorecer la incorporación de partículas de mayor tamaño, lo que podría explicar su presencia en algunos escenarios de probabilidad media o baja (B31, B37, B44 y B45). Las pocas investigaciones realizadas en la franja costera peruana respaldan estos patrones. En *A. atra*, recolectada del puerto pesquero de Pucusana, se ha registrado una alta proporción de fibras sintéticas (>80%) en los tejidos blandos, de colores azul, rojo, negro y transparente (Huillca-Sánchez et al., 2025). De manera similar, se ha identificado la presencia de PET, PE, PP y PS, asociadas al lavado de textiles en las provincias de Huarney, Lima y Pisco (De-La-Torre et al., 2022). En *A. purpuratus*, estudios en la Bahía de Sechura, reportaron mayor acumulación de MPs en las branquias, con predominio de fibras y fragmentos azules, negros y transparentes (Chunga et al., 2025). En ese sentido, estos resultados coinciden con lo reportado en bivalvos de distintas regiones del mundo, lo que sugiere consistencia entre los patrones descritos y permite proyectar escenarios de riesgo ecológico asociados a características de MPs con mayor o menor probabilidad de ser ingeridas y acumuladas por bivalvos bentónicos del litoral peruano (Figura 9a).

Con respecto a peces pelágicos, los escenarios de mayor probabilidad (P1, P7, P8 y P18) coinciden con lo documentado en géneros ampliamente estudiados, principalmente de la familia Engraulidae (*Engraulis japonicus* y *Engraulis encrasicolus*) y otros clupeiformes como *Sardina* y *Thryssa*. Estas especies presentan hábitos planctívoros y se alimentan en la columna de agua mediante la captura de partículas suspendidas, lo que favorece la ingestión incidental de MPs presentes en el ambiente pelágico. Este comportamiento trófico explicaría la mayor acumulación de microplásticos en el tracto gastrointestinal y la predominancia de tamaños entre 500–1000 μm y $>1000 \mu\text{m}$, rangos comparables al tamaño del zooplancton que forma parte de su dieta. Asimismo, la presencia de polímeros como PE y PP, junto con morfologías fibrosas o fragmentadas y colores azul, rojo y negro, se asocia a su baja densidad, alta producción y mayor permanencia en la columna de agua (Tanaka et al., 2016; Compa et al., 2018; Renzi et al., 2019; Savoca et al., 2020; Li et al., 2022; Lopes et al., 2023). Estas características a nivel mundial podrían ser comparables con lo que ocurre en especies del mismo grupo en el litoral peruano, particularmente en la anchoveta peruana *Engraulis ringens*, especie dominante de la corriente de Humboldt y ecológicamente similar a *E. japonicus* y *E. encrasicolus*. Debido a su amplia distribución en la zona pelágica y a su elevada actividad alimentaria, esta especie presenta alta exposición a partículas suspendidas en el medio (Tanaka et al., 2016; Collard et al., 2017; De-La-Torre et al., 2019; Iannaccone et al., 2021). Los escenarios de probabilidad media (P26, P31, P32 y P36) se asociaron a la acumulación de microplásticos en piel y branquias. En especies de *Clupea* se ha evidenciado la presencia de MPs en estos tejidos, lo que podría relacionarse con el contacto directo con material particulado suspendido o con procesos de retención temporal durante la ventilación branquial. En estos casos, también se ha reportado la predominancia de polímeros de origen textil, como poliamidas y poliésteres, vinculados a descargas domésticas, aguas residuales y actividades costeras (Rummel et al., 2016; Feng et al., 2019). Estos antecedentes muestran consistencia con lo reportado en especies pelágicas de distintas regiones y sugieren que los escenarios definidos de alta y media probabilidad en este estudio representan condiciones probables de exposición para *E. ringens* y otras especies pelágicas del litoral peruano (Figura 9b).

Por último, es importante señalar que las combinaciones con baja recurrencia en ambos grupos de organismos no deben subestimarse, ya que podrían implicar riesgos menos evidentes a nivel subindividual (Li et al., 2022; Chen et al., 2024). Estos escenarios representan oportunidades para ampliar el enfoque tradicional de evaluación del riesgo ecológico, incorporando rutas de exposición emergentes asociadas al consumo de MPs que podrían resultar críticas en determinadas especies filtradoras. En este sentido, la construcción de escenarios probables de

riesgo ecológico a partir de evidencia global constituye un aporte relevante de este estudio, al ofrecer un panorama preliminar de combinaciones de características que podrían identificarse en futuras evaluaciones en el litoral peruano. Esta proyección hacia especies locales adquiere especial importancia considerando que gran parte de las pesquerías y la acuicultura se desarrollan en la franja costera, donde la alta densidad poblacional, las descargas urbanas y los residuos industriales incrementan la carga potencial de microplásticos en el ambiente marino (Ziani et al., 2023; Jeong et al., 2024; Deville et al., 2024). Asimismo, resalta la necesidad de avanzar hacia la estandarización de protocolos de muestreo, lo que permitiría mejorar la comparabilidad entre estudios y generar evaluaciones más robustas del riesgo que los microplásticos representan para los organismos filtradores de la costa peruana.

VII. CONCLUSIONES

Este estudio reveló las principales características descriptivas de los microplásticos que representan una amenaza para los organismos filtradores marinos costeros, específicamente bivalvos bentónicos y peces pelágicos, de acuerdo con su mención en evaluaciones de riesgo ecológico realizadas a nivel mundial. La clasificación de estas características mostró una predominancia de polímeros tipo poliolefinas, formas morfológicas como fibras y fragmentos, y colores intensos rojo, azul y negro en ambos grupos biológicos; sin embargo, se observaron diferencias en los tamaños de partículas mayormente ingeridas (100-300 μm en bivalvos y 500-1000 μm en peces), y en las zonas de acumulación (tejidos blandos en bivalvos y tracto gastrointestinal en peces). Las principales fuentes de MPs se asociaron a residuos de pesca y domésticos. La jerarquización de estas características permitió establecer un orden relativo de importancia: los puntajes más altos (3 o 4) reflejaron una aparición reiterada en la literatura, mientras que los valores bajos (1 o 2) respondieron principalmente a vacíos técnicos o limitaciones metodológicas, más que a una menor relevancia ecológica. En cuanto a los índices empleados para la estimación del riesgo ecológico, el Índice de Peligro Polimérico (PHI) fue el más aplicado en ambos grupos. Esto podría explicarse por su menor complejidad metodológica y por basarse en variables de amplia disponibilidad, como el tipo de polímero. Finalmente, la construcción de escenarios probables de riesgo ecológico a partir de las combinaciones de características descriptivas de MPs documentadas en especies de bivalvos bentónicos y peces pelágicos de Asia, Europa y América constituyó un aporte original de este estudio. Los resultados permitieron proyectar escenarios con mayor probabilidad de ser identificados en futuras evaluaciones aplicadas al litoral peruano, especialmente en especies con afinidad taxonómica y comportamientos tróficos y ecológicos similares a los géneros más estudiados, como la anchoveta peruana (*E. ringens*), el choro (*A. atra*) y la concha de abanico (*A. purpuratus*), reconocidas por su relevancia ecológica y comercial en el país. En conjunto, los hallazgos de este estudio aportaron un marco metodológico que recopiló e integró las características descriptivas de los MPs, contribuyendo a reducir la brecha de conocimiento sobre su interacción con los organismos filtradores marino-costeros. Este aporte busca fortalecer la capacidad del país para enfrentar los desafíos de la contaminación plástica, al ofrecer una base de conocimiento sólido que oriente futuras evaluaciones de riesgo ecológico a nivel local. Asimismo, promover el diseño de estrategias de monitoreo y gestión orientadas a la protección de los ecosistemas costeros y la sostenibilidad de los recursos marinos del Perú.

VIII. RECOMENDACIONES

- Para futuras investigaciones de esta naturaleza, se recomienda realizar revisiones sistemáticas que contemplen una mayor diversidad de organismos filtradores marino-costeros. La inclusión de especies demersales, megafauna marina y organismos planctónicos puede brindar un conocimiento más sólido de la exposición a microplásticos en diferentes niveles tróficos y rangos de tamaño corporal.
- Se sugiere profundizar en la recopilación y sistematización de información sobre las condiciones oceanográficas y las fuentes de contaminación por microplásticos. Este aspecto constituye un factor clave para mejorar la precisión y la aplicabilidad de los escenarios probables de riesgo ecológico en ecosistemas locales. En el caso de la costa peruana, permitiría robustecer los programas de monitoreo y vigilancia ambiental, y consolidar la base científica necesaria para una gestión ambiental más informada, preventiva y adaptativa frente a la contaminación por microplásticos en los ecosistemas marino-costeros.
- Se recomienda ahondar en la revisión de literatura científica que analice los procesos de acumulación y transferencia de microplásticos desde organismos marinos hacia humanos. Este tipo de estudios resulta esencial para comprender los mecanismos de bioacumulación y magnificación a lo largo de la cadena trófica, y para fortalecer la evaluación del riesgo ecológico asociado al consumo de microplásticos en el medio marino, considerando tanto los efectos ecológicos como las implicancias para la salud pública.
- Por otro lado, se sugiere que futuras metodologías incluyan un espectro más amplio de características de exposición a microplásticos consideradas tanto en organismos filtradores como en el medio marino. Asimismo, sería pertinente priorizar la búsqueda de estudios que realicen evaluaciones específicas y más detalladas, por ejemplo, centradas en zonas anatómicas como vísceras y glándulas digestivas o nidamentales, así como en partículas de menor tamaño ($<100\ \mu\text{m}$). De este modo, se fortalecería la solidez de la evidencia disponible.

IX. REFERENCIAS

- Abd-Elkader, A., Hamed, E. S. A. E., Mahdy, A., & Shabaka, S. (2023). Microplastics in marine invertebrates from the Red Sea Coast of Egypt: Abundance, composition, and risks. *Marine Pollution Bulletin*, 197(115760), 115760. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115760>
- Akhbarizadeh, R., Moore, F., & Keshavarzi, B. (2018). Investigating a probable relationship between microplastics and potentially toxic elements in fish muscles from northeast of Persian Gulf. *Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987)*, 232, 154–163. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.09.028>
- Akkajit, P., Khongsang, A., & Thongnonghin, B. (2023). Microplastics accumulation and human health risk assessment of heavy metals in *Marcia opima* and *Lingula anatina*, Phuket. *Marine Pollution Bulletin*, 186(114404), 114404. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114404>
- Aldridge, R. (2024). The economic impact of microplastics on coastal communities. Microplastic Free. <https://microplasticfree.org/blogs/news/the-economic-impact-of-microplastics-on-coastal-communities>
- Auta, H. S., Emenike, C. U., & Fauziah, S. H. (2017). Distribution and importance of microplastics in the marine environment: A review of the sources, fate, effects, and potential solutions. *Environment International*, 102, 165–176. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.02.013>
- Bajt, O. (2021). From plastics to microplastics and organisms. *FEBS Open Bio*, 11(4), 954–966. <https://doi.org/10.1002/2211-5463.13120>
- Bakir, A., van der Lingen, C. D., Preston-Whyte, F., Bali, A., Geja, Y., Barry, J., Mdazuka, Y., Mooi, G., Doran, D., Tooley, F., Harmer, R., & Maes, T. (2020). Microplastics in commercially important small pelagic fish species from South Africa. *Frontiers in Marine Science*, 7. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.574663>
- Barboza, L. G. A., Cunha, S. C., Monteiro, C., Fernandes, J. O., & Guilhermino, L. (2020). Bisphenol A and its analogs in muscle and liver of fish from the North East Atlantic Ocean in relation to microplastic contamination. Exposure and risk to human

consumers. *Journal of Hazardous Materials*, 393(122419), 122419.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122419>

Barnthouse, L. (2008). The strengths of the ecological risk assessment process: linking science to decision making. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 4(3), 299–305. https://doi.org/10.1897/IEAM_2007-065.1

Bermúdez, P., Maidana, J., Aquino, H., & Palomino, A. (2004). Manual de cultivo suspendido de concha de abanico. Fondo Nacional de Desarrollo Pesquero (FONDEPES) y Agencia Española de Cooperación Internacional (AECI), Proyecto de Apoyo al Desarrollo del Sector Pesca y Acuícola del Perú (PADESPA).
<http://hdl.handle.net/1834/8302>

Bertrand, A. (2023). Corriente de Humboldt: De las dinámicas oceánicas al manejo pesquero en el Perú. Institut de Recherche pour le Développement.
https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/2024-03/010089160.pdf

Can Tunçelli, İ., & Erkan, N. (2024). Microplastic pollution in wild and aquacultured Mediterranean mussels from the Sea of Marmara: Abundance, characteristics, and health risk estimations. *Environmental Research*, 242, 117787.
<https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.117787>

Carvalho Ferreira, H., & Lôbo-Hajdu, G. (2023). Microplastics in coastal and oceanic surface waters and their role as carriers of pollutants of emerging concern in marine organisms. *Marine Environmental Research*, 188(106021), 106021.
<https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2023.106021>

Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., & Galloway, T. S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Marine Pollution Bulletin*, 62(12), 2588–2597. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>

Collard, F., Gilbert, B., Compère, P., Eppe, G., et al. (2017). Microplastics in livers of European anchovies (*Engraulis encrasicolus*, L.). *Environmental Pollution* (Barking, Essex: 1987), 229, 1000–1005. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.07.089>

Compa, M., Ventero, A., Iglesias, M., & Deudero, S. (2018). Ingestion of microplastics and natural fibres in *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792) and *Engraulis encrasicolus*

(Linnaeus, 1758) along the Spanish Mediterranean coast. *Marine Pollution Bulletin*, 128, 89–96. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.01.009>

Coyle, R., Hardiman, G., & Driscoll, K. O. (2020). Microplastics in the marine environment: A review of their sources, distribution processes, uptake and exchange in ecosystems. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 2(100010), 100010. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2020.100010>

Chavez, F. P., Bertrand, A., Guevara-Carrasco, R., Soler, P., & Csirke, J. (2008). The northern Humboldt Current System: Brief history, present status and a view towards the future. *Progress in Oceanography*, 79(2–4), 95–105. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2008.10.012>

Chen, C.-F., Albarico, F. P. J. B., Wang, M.-H., Lim, Y. C., Chen, C.-W., & Dong, C.-D. (2024). Potential risks of accumulated microplastics in shells and soft tissues of cultured hard clams (*Meretrix taiwanica*) and associated metals. *Journal of Hazardous Materials*, 476(135088), 135088. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.135088>

Chen, S., Chen, B., & Fath, B. D. (2013). Ecological risk assessment on the system scale: A review of state-of-the-art models and future perspectives. *Ecological Modelling*, 250, 25–33. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2012.10.015>

Chunga, V., Imán, I., Loayza, J., Pazo, V., Reaño, S., & Marcial, R. (2025). Microplastics in the stomach and gills of *Argopecten purpuratus* (“scallop shell”), Bayóvar. *Revista de Estudiantes de Ciencias Biológicas*, 1(2), 18–29. https://www.researchgate.net/publication/400258841_MICROPLASTICOS_EN_ESTO_MAGO_Y_BRANQUIAS_DE_Argopecten_purpuratus

Crawford, C., & Quinn, B. (2016) *Microplastic Pollutants*. Philadelphia, PA: Elsevier Science Publishing.

Derraik, J. G. B. (2002). The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin*, 44(9), 842–852. [https://doi.org/10.1016/s0025-326x\(02\)00220-5](https://doi.org/10.1016/s0025-326x(02)00220-5)

De La Cruz, K., Delgado Domínguez, A., Baca Izquierdo, J. F., et al. (2020). Biological synopsis of *Engraulis ringens* (Jenyns, 1842) anchovy. <https://revistas.unitru.edu.pe/index.php/facccbiol/article/view/3523/4213>

- De-La-Torre, G. E. (2019). Microplásticos en el medio marino: una problemática que abordar. *Revista Ciencia y Tecnología*, 15(2019), 27–37. <https://www.aacademica.org/gabriel.e.delatorre/10>
- De-La-Torre, G. E., Mendoza-Castilla, L., & Laura, R. P. (2019). Microplastic contamination in market bivalve *Argopecten purpuratus* from Lima, Peru. *Manglar*, 16(2), 85–89. <https://www.aacademica.org/gabriel.e.delatorre/21.pdf>
- De-La-Torre, G. E., & Dioses-Salinas, D. C. (2020). Microplastics in Peru: Evaluation of the current understanding, knowledge gaps and future perspectives. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.11612.13443>
- De-La-Torre, G. E., Laura, R. P., & Mendoza-Castilla, L. M. (2022). Abundance and characteristics of microplastics in market bivalve *Aulacomya atra* (Mytilidae: Bivalvia). *Acta Biológica Colombiana*, 27(2), 223–230. <https://doi.org/10.15446/abc.v27n2.88832>
- Deville, A., Vázquez-Rowe, I., & Kahhat, R. (2025). Knowledge gaps and future research priorities linked to microplastic abundance and occurrence in Peruvian fisheries and seafood products. *Marine Policy*, 163, 106544. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2024.106544>
- Díaz-Mendoza, C., Mouthon-Bello, J., Pérez-Herrera, N. L., & Escobar-Díaz, S. M. (2020). Plastics and microplastics, effects on marine coastal areas: a review. *Environmental Science and Pollution Research International*, 27(32), 39913–39922. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10394-y>
- Digka, N., Tsangaris, C., Torre, M., Anastasopoulou, A., & Zeri, C. (2018). Microplastics in mussels and fish from the Northern Ionian Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 135, 30–40. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.063>
- Dowarah, K., Patchaiyappan, A., Thirunavukkarasu, C., et al. (2020). Quantification of microplastics using Nile Red in two bivalve species *Perna viridis* and *Meretrix meretrix* from three estuaries in Pondicherry, India and microplastic uptake by local communities through bivalve diet. *Marine Pollution Bulletin*, 153(110982), 110982. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110982>
- Enyoh, C. E., Shafea, L., Verla, A. W., Verla, E. N., Qingyue, W., Chowdhury, T., & Paredes, M. (2020). Microplastics exposure routes and toxicity studies to ecosystems: An

overview. *Environmental Analysis, Health and Toxicology*, 35(1), e2020004. <https://doi.org/10.5620/eaht.e2020004>

Eryaşar, A. R., Gedik, K., & Mutlu, T. (2022). Ingestion of microplastics by commercial fish species from the southern Black Sea coast. *Marine Pollution Bulletin*, 177(113535), 113535. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113535>

Esmailbeigi, M., Kazemi, A., Gholizadeh, M., & Rezaeiye, R. D. (2023). Microplastics and heavy metals contamination in *Atropus atropus* and associated health risk assessment in the northwest of the Persian Gulf, Iran. *Regional Studies in Marine Science*, 57(102750), 102750. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2022.102750>

Espinoza, P., & Bertrand, A. (2008). Revisiting Peruvian anchovy (*Engraulis ringens*) trophodynamics provides a new vision of the Humboldt Current system. *Progress in Oceanography*, 79(2–4), 215–227. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2008.10.022>

Fang, Chao., Zheng, R., Chen, H., Hong, F., Lin, L., Lin, H., Guo, H., Bailey, C., Segner, H., Mu, J., & Bo, J. (2019). Comparison of microplastic contamination in fish and bivalves from two major cities in Fujian province, China and the implications for human health. *Aquaculture (Amsterdam, Netherlands)*, 512(734322), 734322. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2019.734322>

Feng, Z., Zhang, T., Li, Y., He, X., Wang, R., Xu, J., & Gao, G. (2019). The accumulation of microplastics in fish from an important fish farm and mariculture area, Haizhou Bay, China. *The Science of the Total Environment*, 696(133948), 133948. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133948>

Ferrante, M., Pietro, Z., Allegui, C., Maria, F. et al. (2022). Microplastics in fillets of Mediterranean seafood. A risk assessment study. *Environmental Research*, 204(Pt C), 112247. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112247>

Filgueiras, A. V., Preciado, I., Cartón, A., & Gago, J. (2020). Microplastic ingestion by pelagic and benthic fish and diet composition: A case study in the NW Iberian shelf. *Marine Pollution Bulletin*, 160(111623), 111623. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111623>

Fondo Nacional de Desarrollo Pesquero. (2021). Manual de Concha de Abanico. Gob.pe. <https://www.gob.pe/institucion/fondepes/informes-publicaciones/2451445-manual-de-concha-de-abanico>

Gallego, J. L. (2024, enero 14). *El problema no son solo las 26 tn de “pellets” sino los 460 millones de tn de plástico.* El Confidencial. https://www.elconfidencial.com/medioambiente/2024-01-14/pellets-plastico-contaminacion-mares-galicia_3810031/

Gedik, K., & Eryaşar, A. R. (2020). Microplastic pollution profile of Mediterranean mussels (*Mytilus galloprovincialis*) collected along the Turkish coasts. *Chemosphere*, 260(127570), 127570. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127570>

Gedik, K., & Gozler, A. M. (2022). Hallmarking microplastics of sediments and *Chamelea gallina* inhabiting Southwestern Black Sea: A hypothetical look at consumption risks. *Marine Pollution Bulletin*, 174(113252), 113252. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113252>

Geremia, E., Muscari Tomajoli, M. T., Murano, C., Petito, A., & Fasciolo, G. (2023). The impact of micro- and nanoplastics on aquatic organisms: Mechanisms of oxidative stress and implications for human health—A review. *Environments*, 10(9), 161. <https://doi.org/10.3390/environments10090161>

González Vargas, A. M., & Espinoza Ramos, L. A. (2020). *Effect of artisanal fishing of Aulacomya atra (Mollusca: Mytilidae) on the sustainability of the resource.* 22 (1. <https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/175179>

Gugliandolo, E., Licata, P., Crupi, R., Albergamo, A., Jebara, A. et al. (2020). Plasticizers as microplastics tracers in Tunisian marine environment. *Frontiers in marine science*, 7. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.589398>

Gurjar, U. R., Xavier, K. A. M., Shukla, S. P., et al. (2021). Incidence of microplastics in gastrointestinal tract of golden anchovy (*Coilia dussumieri*) from north east coast of Arabian Sea: The ecological perspective. *Marine Pollution Bulletin*, 169(112518), 112518. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112518>

Halpern, B. S., Selkoe, K. A., Micheli, F., & Kappel, C. V. (2007). Evaluating and ranking the vulnerability of global marine ecosystems to anthropogenic threats. *Conservation*

- Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology, 21(5), 1301–1315.
<https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00752.x>
- Hongsawat, P., Thinjong, W., Chouychai, B., Punyapalakul, P., & Prarat, P. (2024). Microplastics in retail shellfish from a seafood market in eastern Thailand: Occurrence and risks to human food safety. *Marine Pollution Bulletin*, 201(116228), 116228.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116228>
- Hope, B. K. (2006). An examination of ecological risk assessment and management practices. *Environment International*, 32(8), 983–995.
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.06.005>
- Huang, W., Wang, X., Chen, D., Xu, E. G., et al. (2021). Toxicity mechanisms of polystyrene microplastics in marine mussels revealed by high-coverage quantitative metabolomics using chemical isotope labeling liquid chromatography mass spectrometry. *Journal of Hazardous Materials*, 417(126003), 126003.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126003>
- Huang, L., Li, Q. P., Li, H., Lin, L., Xu, X. et al. (2023). Microplastic contamination in coral reef fishes and its potential risks in the remote Xisha areas of the South China Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 186(114399), 114399.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114399>
- Huillca Sanchez, E., Zegarra Chmarova, A. M., & Astete, S. (2025). Detection of microplastics in marine species from Pucusana, Peru, by stereoscopic microscopy and epifluorescence with Rhodamine B. Engineering, Artificial Intelligence, and Sustainable Technologies in service of society. https://laccei.org/LACCEI2025-Mexico/full-papers/Contribution_1385_final_a.pdf
- Iannaccone, J., Principe, F., Minaya, D., Panduro, G., et al. (2021). Microplásticos en peces marinos de importancia económica en Lima, Perú. *Revista De Investigaciones Veterinarias Del Perú*, 32(2), e20038. <https://doi.org/10.15381/rivep.v32i2.20038>
- IUCN. (2023). Resumen Del Reporte: Impacto Económico De La Contaminación Por Plásticos En Granada. IUCN Website. https://iucn.org/sites/default/files/2023-10/granada-resumen-del-impacto-economico-de-contaminacion-por-plasticos_0.pdf

IMARPE. (2018). Estado de la pesquería del recurso choro (*Aulacomya atra* Molina 1872). Callao, Perú: Dirección general de investigaciones de recursos demersales y litorales.

https://www.imarpe.gob.pe/imarpe/archivos/informes/estado_pesqueria_choro.pdf

Jahromi, F. A., Keshavarzi, B., Moore, F., Abbasi, S. et al. (2021). Source and risk assessment of heavy metals and microplastics in bivalves and coastal sediments of the Northern Persian Gulf, Hormogzan Province. *Environmental Research*, 196(110963), 110963. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.110963>

Jeong, E., Lee, J.-Y., & Redwan, M. (2024). Animal exposure to microplastics and health effects: A review. *Emerging Contaminants*, 10(4), 100369. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2024.100369>

Jeyasanta, K. I., Laju, R. L., Patterson, J., Jayanthi, M., Bilgi, D. S., Sathish, N., & Edward, J. K. P. (2023). Microplastic pollution and its implicated risks in the estuarine environment of Tamil Nadu, India. *The Science of the Total Environment*, 861(160572), 160572. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160572>

Jimenez-Cardenas, V., Luna-Acosta, A., Gómez-Méndez, L.D. (2022). Differential presence of microplastics and mesoplastics in coral reef and mangrove fishes in Isla Grande, Colombia. *Microplastics* 1 (3), 477–493. <https://www.mdpi.com/2673-8929/1/3/34>

Joshya, A., Krupesha Sharma, S. R., & Mini, K. G. (2022). Microplastic contamination in commercially important bivalves from the southwest coast of India. *Environmental Pollution* (Barking, Essex: 1987), 305(119250), 119250. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119250>

Jung, J.-W., Park, J.-W., Eo, S., Choi, J., Song, Y. K. et al. (2021). Ecological risk assessment of microplastics in coastal, shelf, and deep-sea waters with consideration of environmentally relevant size and shape. *Environmental Pollution* (Barking, Essex: 1987), 270(116217), 116217. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116217>

Kabir, A. H. M. E., Michon, E., Mingelbier, M., Robert, D. et al. (2025). Microplastics in the benthic fish from the Canadian St. Lawrence River and Estuary: Occurrence, spatial distribution and ecological risk assessment. *Marine Pollution Bulletin*, 212(117509), 117509. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.117509>

- Karlsson, T. M., Vethaak, A. D., Almroth, B. C., Ariese, F., van Velzen, M., Hassellöv, M., & Leslie, H. A. (2017). Screening for microplastics in sediment, water, marine invertebrates and fish: Method development and microplastic accumulation. *Marine Pollution Bulletin*, 122(1–2), 403–408. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.081>
- Kieu-Le, T.-C., Tran, Q.-V., Truong, T.-N.-S., & Strady, E. (2022). Anthropogenic fibres in white clams, *Meretrix lyrata*, cultivated downstream a developing megacity, Ho Chi Minh City, Viet Nam. *Marine Pollution Bulletin*, 174(113302), 113302. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113302>
- Khanjani, M. H., Sharifinia, M., & Mohammadi, A. R. (2023). The impact of microplastics on bivalve mollusks: A bibliometric and scientific review. *Marine Pollution Bulletin*, 194(Pt A), 115271. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115271>
- Krishna, S., Lemmen, C., Örey, S., Rehren, J., Pane, J. et al. (2025). Interactive effects of multiple stressors in coastal ecosystems. *Frontiers in Marine Science*, 11. <https://doi.org/10.3389/fmars.2024.1481734>
- Lam, T. W. L., Tsui, Y. C. J., Cheng, Y. L., Ma, A. T. H., & Fok, L. (2023). Microplastic contamination in edible clams from popular recreational clam-digging sites in Hong Kong and implications for human health. *The Science of the Total Environment*, 875(162576), 162576. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162576>
- Leistenschneider, D., Wolinski, A., Cheng, J., Ter Halle, A. et al. (2023). A critical review on the evaluation of toxicity and ecological risk assessment of plastics in the marine environment. *The Science of the Total Environment*, 896(164955), 164955. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164955>
- Leppes, N. J., Ramírez, B., Martel, S. I., Segovia, N. I., Gelcich, S., & Lardies, M. A. (2025). Exploring microplastics in commercial bivalve species and in bivalve aquaculture waters: Insights from the southern Pacific. *Water Biology and Security*, 100514, 100514. <https://doi.org/10.1016/j.watbs.2025.100514>
- Li, H.-X., Shi, M., Tian, F., Lin, L., Liu, S., Hou, R., Peng, J.-P., & Xu, X.-R. (2022). Microplastics contamination in bivalves from the Daya Bay: Species variability and spatio-temporal distribution and human health risks. *The Science of the Total Environment*, 841(156749), 156749. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156749>

- Li, C., Zhu, L., Li, W.-T., & Li, D. (2023). Microplastics in the seagrass ecosystems: A critical review. *The Science of the Total Environment*, 902(166152), 166152. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166152>
- Li, J., Yang, D., Li, L., Jabeen, K., & Shi, H. (2015). Microplastics in commercial bivalves from China. *Environmental Pollution* (Barking, Essex: 1987), 207, 190–195. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.09.018>
- Li, Z., Chao, M., He, X., Lan, X., Tian, C., Feng, C., & Shen, Z. (2022). Microplastic bioaccumulation in estuary-caught fishery resource. *Environmental Pollution* (Barking, Essex: 1987), 306(119392), 119392. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119392>
- Liu, Y., Tan, C., Zhai, L., Wang, T., Fang, J., Zhang, B., Ma, W., & Lu, X. (2024). Quantifying microplastics in sediments of Jinzhou Bay, China: Characterization and ecological risk with a focus on small sizes. *The Science of the Total Environment*, 949(174968), 174968. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174968>
- Lin, H., Li, X., Hu, W., Yu, S., Li, X., Lei, L., Yang, F., & Luo, Y. (2024). Landscape and risk assessment of microplastic contamination in farmed oysters and seawater along the coastline of China. *Journal of Hazardous Materials*, 470, 134169. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.134169>
- Lithner, D., Larsson, A., Dave, G. (2011). Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. *Sci. Total Environ.* 409, 3309–3324. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.04.038>.
- Lopes, C., Ambrosino, A. C., Figueiredo, C., Caetano, M. et al. (2023). Microplastic distribution in different tissues of small pelagic fish of the Northeast Atlantic Ocean. *The Science of the Total Environment*, 901(166050), 166050. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166050>
- Lusher, A. L., McHugh, M., & Thompson, R. C. (2013). Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. *Marine Pollution Bulletin*, 67(1–2), 94–99. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.11.028>
- Mahamud, A. G. M., Saha Anu, M., Baroi, A. et al. (2022). Microplastics in fishmeal: A threatening issue for sustainable aquaculture and human health. *Aquaculture Reports*, 25, 101205. <https://doi.org/10.1016/j.aqrep.2022.101205>

- Marrone, A., La Russa, M. F., Randazzo, L., La Russa, D., Cellini, E., & Pellegrino, D. (2021). Microplastics in the center of Mediterranean: Comparison of the two Calabrian coasts and distribution from coastal areas to the open sea. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(20), 10712. <https://doi.org/10.3390/ijerph182010712>
- Mejjad, N., Safhi, A. E. M., & Laissaoui, A. (2025). Insightful analytical review of potential impacts of microplastic pollution on coastal and marine ecosystem services. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 17(100578), 100578. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2024.100578>
- Mendo, J., Wolff, M., Carbajal, W., Gonzáles, I., & Badjeck, M. (2008). Manejo y explotación de los principales bancos naturales de concha de abanico (*Argopecten purpuratus*) en la costa peruana. *Actas de Pesca y Acuicultura*, No. 12. FAO. https://www.researchgate.net/publication/228723571_Manejo_y_explotacion_de_los_principales_bancos_naturales_de_concha_de_abanico_Argopecten_purpuratus_en_la_costa_Peruana
- Mendo, J., Wolff, M., Mendo, T., & Ysla, L. (2016). Scallop fishery and culture in Peru. En *Scallops - Biology, Ecology, Aquaculture, and Fisheries* (pp. 1089–1109). [10.1016/B978-0-444-62710-0.00028-6](https://doi.org/10.1016/B978-0-444-62710-0.00028-6)
- Michishita, S., Gible, C., Tubbs, C., Felton, R. et al. (2023). Microplastic in northern anchovies (*Engraulis mordax*) and common murrelets (*Uria lomvia*) from Monterey Bay, California USA - Insights into prevalence, composition, and estrogenic activity. *Environmental Pollution* (Barking, Essex: 1987), 316(Pt 2), 120548. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120548>
- Montero, V., Chinchilla, Y., Gómez, L., Flores, A., Medaglia, A., Guillén, R., & Montero, E. (2023). Human health risk assessment for consumption of microplastics and plasticizing substances through marine species. *Environmental Research*, 237(Pt 1), 116843. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116843>
- Mortuza, A., Meese, E. N., Wharton, M., Gahn, B. et al. (2025). Comparing persistent (polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls) and emerging nano(micro)plastics (NMPs) pollutant body-burdens in oysters and fish from Matagorda Bay (Texas, USA). *Marine Pollution Bulletin*, 221(118495), 118495. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.118495>

- Nematollahi, M. J., Keshavarzi, B., Moore, F., Esmaeili, H. R. et al. (2021). Microplastic fibers in the gut of highly consumed fish species from the southern Caspian Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 168 (112461), 112461. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112461>
- Neves, D., Sobral, P., Ferreira, J. L., & Pereira, T. (2015). Ingestion of microplastics by commercial fish off the Portuguese coast. *Marine Pollution Bulletin*, 101(1), 119–126. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.11.008>
- Nithin, A., Sundaramanickam, A., Iswarya, P., & Babu, O. G. (2022). Hazard index of microplastics contamination in various fishes collected off Parangipettai, Southeast coast of India. *Chemosphere*, 307(Pt 4), 136037. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136037>
- Norton, S. B., Rodier, D. J., van der Schalie, W. H., Wood, W. P., Slimak, M. W., & Gentile, J. H. (1992). A framework for ecological risk assessment at the EPA. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 11(12), 1663–1672. <https://doi.org/10.1002/etc.5620111202>
- Osa, L., & Murillo, V. (2016). INFORME PROYECTO PILOTO Evaluación del grado de ingestión de microplásticos en el recurso anchoveta (*Engraulis ringens*) frente a las costas de la IV Región de Coquimbo, durante el invierno de 2016. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.16777.29287>
- Osorio, C., Iguain, R., Babic, B., & Navarrete, C. (1982). Alimentación natural de *Aulacomya ater* (Molina, 1782) en Punta Paloma, Arica (Mollusca, Bivalvia, Mytilidae). *Boletín. Museo Nacional de Historia Natural (Chile)*, 39, 111–118. <https://doi.org/10.54830/bmnhn.v39.1982.451>
- Quaglia, N. C., Capuozzo, F., Ceci, E., Cometa, S., Di Pinto, A., Mottola, A., Piredda, R., & Dambrosio, A. (2023). Preliminary survey on the occurrence of microplastics in bivalve mollusks marketed in Apulian fish markets. *Italian Journal of Food Safety*, 12(2), 10906. <https://doi.org/10.4081/ijfs.2023.10906>
- Page, M. J., McKenzie, J. E., Bossuyt, P. M., Boutron, I., Hoffmann, T. et al. (2021). The PRISMA 2020 statement: an updated guideline for reporting systematic reviews. *BMJ (Clinical Research Ed.)*, 372, n71. <https://doi.org/10.1136/bmj.n71>

- Pan, Z., Liu, Q., Jiang, R., Li, W. et al. (2021). Microplastic pollution and ecological risk assessment in an estuarine environment: the Dongshan Bay of China. *Chemosphere* 262, 127876. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127876>
- Pan, Z., Liu, Q., Xu, J., Li, W., & Lin, H. (2022). Microplastic contamination in seafood from Dongshan Bay in southeastern China and its health risk implication for human consumption. *Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987)*, 303(119163), 119163. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119163>
- Parker, B. W., Beckingham, B. A., Ingram, B. C., Ballenger, J. C., Weinstein, J. E., & Sancho, G. (2020). Microplastic and tire wear particle occurrence in fishes from an urban estuary: Influence of feeding characteristics on exposure risk. *Marine Pollution Bulletin*, 160(111539), 111539. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111539>
- Peng, G., Xu, P., Zhu, B., Bai, M., Li, D. (2018). Microplastics in freshwater river sediments in Shanghai, China: a case study of risk assessment in mega-cities. *Environ. Pollut.* 234, 448–456. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.034>
- Pozo, K., Gomez, V., Torres, M., Vera, L., Nuñez, D. et al. (2019). Presence and characterization of microplastics in fish of commercial importance from the Biobío region in central Chile. *Marine Pollution Bulletin*, 140, 315–319. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.01.025>
- PNUMA. (2021). Informe de la ONU sobre contaminación por plásticos advierte sobre falsas soluciones y confirma la necesidad de una acción mundial urgente. UN Environment. <https://www.unep.org/es/noticias-y-reportajes/comunicado-de-prensa/informe-de-la-onu-sobre-contaminacion-por-plasticos>
- PRODUCE. (2013). Anuario Estadístico Pesquero y Acuícola. Ministerio de la Producción <https://drive.google.com/file/d/1ZgUiaoaIPXP5HmjvL0jPQ8EDZasoVnMN/view>
- Ranjani, M., Veerasingam, S., Venkatachalapathy, R., Mugilarasan, M., Bagaev, A., Mukhanov, V., Vethamony, P. (2021). Assessment of potential ecological risk of microplastics in the coastal sediments of India: a meta-analysis. *Mar. Pollut. Bull.* 163, 111969. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.111969>
- Ramakrishnan, D., & Sathiyamoorthy, M. (2024). Seasonal distribution, source apportionment and risk exposure of microplastic contaminants along the Muttukadu

- backwater estuary, Tamil Nadu, India. Results in Engineering, 23(102776), 102776.
<https://doi.org/10.1016/j.rineng.2024.102776>
- Renzi, M., Specchiulli, A., Blašković, A., Manzo, C., Mancinelli, G., & Cilenti, L. (2019). Marine litter in stomach content of small pelagic fishes from the Adriatic Sea: Sardines (*Sardina pilchardus*) and anchovies (*Engraulis encrasicolus*). Environmental Science and Pollution Research, 26, 2771–2781.
<https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-018-3762-8>
- Ribeiro, V. V., Casado-Coy, N., Rangel, D. F., Sanz-Lazaro, C., & Castro, Í. B. (2025). Microplastic in bivalves of an urbanized Brazilian estuary: Human modification, population density and vegetation influence. Journal of Hazardous Materials, 482(136546), 136546. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.136546>
- Ríos, M. F., Hernández-Moresino, R. D., & Galván, D. E. (2020). Assessing urban microplastic pollution in a benthic habitat of Patagonia Argentina. Marine Pollution Bulletin, 159(111491), 111491. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111491>
- Rochman, C. M., Tahir, A., Williams, S. L., Baxa, D. V. et al. (2015). Anthropogenic debris in seafood: Plastic debris and fibers from textiles in fish and bivalves sold for human consumption. Scientific Reports, 5(1), 14340. <https://doi.org/10.1038/srep14340>
- Rummel, C. D., Löder, M. G. J., Fricke, N. F., Lang, T., Griebeler, E.-M. et al. (2016). Plastic ingestion by pelagic and demersal fish from the North Sea and Baltic Sea. Marine Pollution Bulletin, 102(1), 134–141. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.11.043>
- Sánchez-Guerrero-Hernández, M. J., González-Fernández, D., et al. (2023). Contamination from microplastics and other anthropogenic particles in the digestive tracts of the commercial species *Engraulis encrasicolus* and *Sardina pilchardus*. The Science of the Total Environment, 860(160451), 160451. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160451>
- Santana Intriago, W. A. y Santana Intriago, A. L. (2025). Contaminación de microplásticos en la especie comercial de bivalvo, concha negra “*Anadara tuberculosa*” (Sowerby, 1833) expendida en playita Mía, Manta – Ecuador. Universidad Laica Eloy Alfaro de Manabí, Manta Ecuador.
<https://repositorio.uleam.edu.ec/handle/123456789/8838>

- Santonicola, S., Volgare, M., Di Pace, E., Cocca, M., Mercogliano, R., & Colavita, G. (2021). Occurrence of potential plastic microfibers in mussels and anchovies sold for human consumption: Preliminary results. *Italian Journal of Food Safety*, 10(4), 9962. <https://doi.org/10.4081/ijfs.2021.9962>
- Sambandam, M., Dhineka, K., Sivadas, S. K., Kaviarasan, T., Begum, M., Hoehn, D., Sivyer, D., Mishra, P., & Murthy, M. V. R. (2022). Occurrence, characterization, and source delineation of microplastics in the coastal waters and shelf sediments of the central east coast of India, Bay of Bengal. *Chemosphere*, 303(Pt 2), 135135. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135135>
- Savoca, S., Bottari, T., Fazio, E., Bonsignore, M., Mancuso, M., et al. (2020). Plastics occurrence in juveniles of *Engraulis encrasicolus* and *Sardina pilchardus* in the Southern Tyrrhenian Sea. *The Science of the Total Environment*, 718(137457), 137457. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137457>
- Selvam, S., Manisha, A., Roy, P. D., Venkatramanan, S., Chung, S. Y., Muthukumar, P. et al. (2021). Microplastics and trace metals in fish species of the Gulf of Mannar (Indian Ocean) and evaluation of human health. *Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987)*, 291(118089), 118089. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118089>
- Seno, M. D. A. Y., Tampus, A. D., Orbita, R. R., Orbita, M. L. S., & Lacuna, M. L. D. G. (2024). Presence of microplastic among commercially important pelagic fish in Zamboanga Peninsula and Agusan del Norte, Philippines. *AACL Bioflux*, 17(6). <http://bioflux.com.ro/docs/2024.3027-3040.pdf>
- Song, K., Du, W., Ma, X., Chen, Y., Sun, Y., Zhang, T., Huang, W., & Feng, Z. (2022). Accumulation of microplastics in fugu (*Takifugu bimaculatus*): A comparative study between fishing grounds and aquafarms. *Marine Pollution Bulletin*, 185(Pt A), 114200. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114200>
- Sui, Q., Zhang, L.J., Xia, B., Chen, B.J., Sun, X.M., Zhu, L., Wang, R.Y., Qu, K.M., (2020). *Sci. Total Environ.* 723, 138064. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138064>.
- Sultana, S., Anisuzzaman, M., Hossain, M. K., Rana, M. S., Paray, B. A., Arai, T., Yu, J., & Hossain, M. B. (2024). Ecological risk assessment of microplastics and mesoplastics in six common fishes from the Bay of Bengal Coast. *Marine Pollution Bulletin*, 204(116544), 116544. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116544>

- Sun, X., Li, Q., Shi, Y., Zhao, Y., Zheng, S., Liang, J., Liu, T., & Tian, Z. (2019). Characteristics and retention of microplastics in the digestive tracts of fish from the Yellow Sea. *Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987)*, 249, 878–885. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.01.110>
- Sun, W., Yang, K., Li, R., Chen, T., Xia, L., Sun, X., & Wang, Z. (2022). Distribution characteristics and ecological risk assessment of heavy metals in sediments of Shahe reservoir. *Scientific Reports*, 12(1), 16239. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-20540-w>
- Suter II, G.W. (2006). *Ecological Risk Assessment* (2nd ed.). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781420012569>
- Sutherland, W. J., Clout, M., Côté, I. M., Daszak, P., Depledge, M. H. et al. (2010). A horizon scan of global conservation issues for 2010. *Trends in Ecology & Evolution*, 25(1), 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.10.003>
- Sbrana, A., Galli, S., & Russo, T. (2025). The effect of marine litter on fishery's economic performance. *Fisheries Research*, 288(107346), 107346. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2025.107346>
- Sfriso, A. A., Juhmani, A.-S., Tomio, Y. et al. (2024). Microplastic accumulation and ecological impacts on benthic invertebrates: Insights from a microcosm experiment. *Marine Pollution Bulletin*, 202(116231), 116231. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116231>
- Sparks, C. (2020). Microplastics in mussels along the coast of Cape Town, South Africa. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 104(4), 423–431. <https://doi.org/10.1007/s00128-020-02809-w>
- Tanaka, K., & Takada, H. (2016). Microplastic fragments and microbeads in digestive tracts of planktivorous fish from urban coastal waters. *Scientific Reports*, 6(1), 34351. <https://doi.org/10.1038/srep34351>
- Teuten, E. L., Saquing, J. M., Knappe, D. R. U., Barlaz, M. A. et al. (2009). Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 364(1526), 2027–2045. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0284>
- Teng, J., Zhao, J., Zhu, X., Shan, E., Zhang, C., Zhang, W., & Wang, Q. (2021). Toxic effects of exposure to microplastics with environmentally relevant shapes and

concentrations: Accumulation, energy metabolism and tissue damage in oyster *Crassostrea gigas*. *Environmental Pollution* (Barking, Essex: 1987), 269(116169), 116169. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116169>

Valencia Velasco, F., Guabloche, A., Alvariño Flores, L., & Iannacone Oliver, J. (2020). Estandarización de un protocolo para evaluar microplásticos en bivalvos marinos en el departamento de Lima, Perú. *The Biologist*, 18(1), 119–134. <https://dialnet.unirioja.es/metricas/documentos/ARTREV/9397975>

Valente, T., Costantini, M. L., Careddu, G., Berto, D., Piermarini, R. et al. (2023). Tracing the route: Using stable isotope analysis to understand microplastic pathways through the pelagic-neritic food web of the Tyrrhenian Sea (Western Mediterranean). *The Science of the Total Environment*, 885(163875), 163875. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163875>

Van Cauwenberghe, L., Claessens, M., Vandegehuchte, M. B., & Janssen, C. R. (2015). Microplastics are taken up by mussels (*Mytilus edulis*) and lugworms (*Arenicola marina*) living in natural habitats. *Environmental Pollution* (Barking, Essex: 1987), 199, 10–17. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.01.008>

Wang, J., Wang, M., Ru, S., & Liu, X. (2019). High levels of microplastic pollution in the sediments and benthic organisms of the South Yellow Sea, China. *The Science of the Total Environment*, 651(Pt 2), 1661–1669. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.007>

Wang, Q., Zhu, X., Hou, C., Wu, Y., Teng, J., Zhang, C. et al. (2021). Microplastic uptake in commercial fishes from the Bohai Sea, China. *Chemosphere*, 263(127962), 127962. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127962>

Wenning, R. J. (2024). Fundamentals of ecological risk assessment. En *Human and Ecological Risk Assessment* (pp. 833–864). <https://doi.org/10.1002/9781119742975.ch22>

Wu, C., Zhang, K., & Xiong, X. (2018). Microplastic pollution in inland waters focusing on Asia. En *The Handbook of Environmental Chemistry* (pp. 85–99). Springer International Publishing. https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-61615-5_5

Wu, F., Wang, Y., Leung, J. Y. S., Huang, W. et al. (2020). Accumulation of microplastics in typical commercial aquatic species: A case study at a productive aquaculture site in

- China. *The Science of the Total Environment*, 708(135432), 135432.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135432>
- Wu, Y., Yang, J., Li, Z., He, H., Wang, Y., Wu, H., Xie, L., Chen, D., & Wang, L. (2022). How does bivalve size influence microplastics accumulation? *Environmental Research*, 214(Pt 1), 113847. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113847>
- Xuan Le, T. T., Thi Nguyen, M., Duong, M. T. et al. (2025). Microplastics in shucked bivalve products from Vietnam: Presence, characteristics, human exposure, and risk assessment. *Journal of Food Composition and Analysis*, 146(107885), 107885.
<https://doi.org/10.1016/j.jfca.2025.107885>
- Yozukmaz, A. (2021). Investigation of microplastics in edible wild mussels from İzmir Bay (Aegean Sea, Western Turkey): A risk assessment for the consumers. *Marine Pollution Bulletin*, 171(112733), 112733.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112733>
- Yu, X., Huang, W., Wang, Y., Wang, Y., Cao, L., Yang, Z., & Dou, S. (2022). Microplastic pollution in the environment and organisms of Xiangshan Bay, East China Sea: An area of intensive mariculture. *Water Research*, 212(118117), 118117.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118117>
- Yuan, Z., Nag, R., Cummins, E. (2022). Ranking of potential hazards from microplastics polymers in the marine environment. *J. Hazard. Mater.* 429, 128399.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.128399>
- Zachello, B., Ribeiro, V. V., Leal, C. G., Motti, C. A., & Castro, Í. B. (2025). Microplastic contamination in no-take Marine Protected Areas of Brazil: Bivalves as sentinels. *Environmental Research*, 273(121231), 121231.
<https://doi.org/10.1016/j.envres.2025.121231>
- Zambrano, A. (2022). El impacto de microplásticos en organismos marinos. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional.
https://www.revistaciencia.amc.edu.mx/images/revista/73_2/PDF/10_73_2_1437_MicroplasticosImpacto.pdf
- Ziani, K., Ioniță-Mîndrican, C.-B., Mititelu, M., Neacșu, S. et al. (2023). Microplastics: A real global threat for environment and food safety: A state-of-the-art review. *Nutrients*, 15(3), 617. <https://doi.org/10.3390/nu15030617>

Zhao, S., Liu, Y., Sun, C., Wang, X., Hou, C., Teng, J., Zhao, J., Fang, Y., & Wang, Q. (2024). The pollution characteristics and risk assessment of microplastics in mollusks collected from the Bohai Sea. *The Science of the Total Environment*, 913, 169739. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169739>

Zhang, M., Liu, S., Bo, J., Zheng, R., Hong, F., Gao, F., Miao, X., Li, H., & Fang, C. (2022). First evidence of microplastic contamination in Antarctic fish (Actinopterygii, Perciformes). *Water*, 14(19), 3070. <https://doi.org/10.3390/w14193070>

ANEXOS

Anexo 1. Características biológicas y ecológicas reportadas en organismos filtradores marino-costeros, según literatura científica.

Región de estudio	Tipo de organismo	Género	Hábitat	Estrategia de alimentación	Zona de acumulación	Referencias
Costa del Mar Rojo, Egipto	Bivalvos	<i>Tridacna, Pinna, Brachidontes</i>	Bentónico- intermareal, bentónico- submareal	Filtración	Tejidos blandos	Abd-Elkader et al., 2023
Golfo Pérsico	Peces	<i>Alepes</i>	Pelágico	Ingestión (carnívoro)	Músculo	Akhbarizadeh et al., 2018
Phuket, Tailandia	Bivalvos	<i>Marcia</i>	Bentónico-intermareal	Filtración	Tejidos blandos	Akkajit et al., 2023
Río Orange y Mossel Bay	Peces	<i>Engraulis; Etrumeus; Sardinops</i>	Pelágico	Ingestión	Estómago	Bakir et al., 2020
Costas portuguesas	Peces	<i>Scomber</i>	Pelágico	Ingestión	Hígado; Músculo; Branquias	Barboza et al., 2020
Mármara, Turquía	Bivalvos	<i>Mytilus</i>	Bentónico-intermareal	Filtración	Tejidos blandos	Can et al., 2024
Condado de Yunlin, Taiwán	Bivalvos	<i>Meretrix</i>	Bentónico-submareal	Ingestión y adherencia	Tejidos blandos; concha	Chen et al. 2024
Manglares de Can Gio	Bivalvos	<i>Meretrix; Perna</i>	Bentónico-submareal	Filtración	Estómago; Intestino; Branquias	Dowarah et al., 2020
Bahía de Sechura, Perú	Bivalvos	<i>Argopecten</i>	Bentónico-submareal	Filtración	Branquias; Estómago	Chunga et al., 2025
Golfo de León	Peces	<i>Engraulis; Sardina; Clupea</i>	Pelágico	Ingestión	Hígado	Collard et al., 2017
Costa Mediterránea	Peces	<i>Engraulis; Sardina</i>	Pelágico	Ingestión	Tracto gastrointestinal	Compa et al., 2018
Lima, Perú	Peces	<i>Odontesthes</i>	Pelágico	Ingestión	Estómago; Intestino	De-La-Torre et al., 2019
Yuyos y Sombrillas, Perú	Bivalvos	<i>Semimytilus</i>	Bentónico-submareal Bentónico-intermareal	Filtración	Tejidos blandos	De-La-Torre et al., 2020

Región de estudio	Tipo de organismo	Género	Hábitat	Estrategia de alimentación	Zona de acumulación	Referencias
Lima, Perú	Bivalvos	<i>Aulacomya</i>	Bentónico-intermareal	Filtración	Tejidos blandos	De-la-Torre et al., 2022
Mar Jónico, sur de Italia	Peces y Bivalvos	<i>Sardina</i> (pez) <i>Mytilus</i> (bivalvo)	Pelágico Bentónico-intermareal	Filtración	Intestino; Estómago (P) Glándulas digestivas, Branquias (B)	Digka et al., 2018
Mar Negro, Turquía	Peces	<i>Engraulis</i>	Pelágico	Ingestión (carnívoro)	Tracto gastrointestinal	Eryaşar et al., 2022
Norte del Golfo Pérsico, Irán	Peces	<i>Atropus</i>	Pelágico	Ingestión	Tracto gastrointestinal	Esmailbeigi et al., 2023
Costa de Fuzhou y Xiamen, China	Peces y Bivalvos	<i>Konosirus</i> (pez); <i>Meretrix</i> ; <i>Mytilus</i> ; <i>Perna</i> (bivalvo)	Pelágico Bentónico-submareal Bentónico-intermareal	Ingestión Filtración	Tracto gastrointestinal; Piel (P) Estómago, Branquias (B)	Fang et al., 2019
Bahía de Hangzhou	Peces	<i>Thryssa</i>	Pelágico	Ingestión (carnívoro)	Intestino; Piel; Branquias	Feng et al., 2019
Costa tunecina, Mediterráneo	Peces y Bivalvos	<i>Sardina</i> (pez) <i>Mytilus</i> (bivalvo)	Pelágico Bentónico-intermareal	Ingestión Filtración	Tracto gastrointestinal (P) Músculo (B)	Ferrante et al., 2022
Plataforma Ibérica	Peces	<i>Engraulis</i> ; <i>Sardina</i>	Pelágico	Ingestión	Estómago; Intestino	Filgueiras et al., 2020
Costa de Turquía	Bivalvos	<i>Mytilus</i>	Bentónico-intermareal	Filtración	Tejidos blandos	Gedik et al., 2020
Suroeste del Mar Negro, Turquía	Bivalvos	<i>Chamelea</i>	Bentónico-submareal	Filtración	Tejidos blandos	Gedik et al., 2022
Costa del Golfo de Tailandia	Bivalvos	<i>Perna</i> , <i>Tegillarca</i>	Bentónico-intermareal, Bentónico-submareal	Filtración	Tejidos blandos	Hongawat et al., 2024
Pucusana, Perú	Bivalvos	<i>Aulacomya</i>	Bentónico-intermareal	Filtración	Tejidos blandos	Huillca Sanchez et al., 2025
Lima, Perú	Peces	<i>Scomber</i>	Pelágico	Filtración	Tracto gastrointestinal; Branquias	Iannacone et al., 2021
Playa Mía, Manabí, Ecuador	Bivalvos	<i>Anadara</i>	Bentónico-submareal Bentónico-intermareal	Filtración	Tejidos blandos	Intriago, W. Santana, A., 2025

Región de estudio	Tipo de organismo	Género	Hábitat	Estrategia de alimentación	Zona de acumulación	Referencias
Isla Grande, Colombia	Peces	<i>Caranx</i>	Pelágico	Ingestión (carnívoro)	Estómago; Intestino	Jimenez-Cárdenas et al., 2022
Costa suroeste de la India	Bivalvos	<i>Perna; Magallana; Villorita</i>	Bentónico-submareal Bentónico-intermareal	Filtración	Branquias, Glándula digestivas	Joshy et al., 2022
Ho Chi Minh, Vietnam	Bivalvos	<i>Meretrix</i>	Bentónico-submareal	Filtración	Estómago, Intestino; Branquias	Kieu-Le et al., 2022
Hong Kong	Bivalvos	<i>Atactodea, Marcia, Meretrix</i>	Bentónico-intermareal, bentónico-submareal	Filtración	Tejidos blandos	Lam et al., 2023
Costa del Sur de Chile	Bivalvos	<i>Choromytilus, Mytilus, Tagelus</i>	Bentónico-submareal Bentónico-intermareal	Filtración	Tejidos blandos	Leppes et al., 2025
Río Yangtze y en alta mar, China	Peces	<i>Engraulis; Coilia</i>	Pelágico	Ingestión (filtración)	Piel; Músculo; Branquias; Visceras; Intestino	Li et al. 2023
Bahía de Daya, China	Bivalvos	<i>Ruditapes; Meretrix</i>	Bentónico-intermareal, bentónico-submareal	Ingestión (filtración)	Tejidos blandos	Li et al., 2022
Zonas costeras de China	Bivalvos	<i>Mytilus, Ruditapes, Meretrix</i>	Bentónico-submareal Bentónico-intermareal	Filtración	Tejidos blandos	Li et al, 2015
Costa de China	Bivalvos	<i>Crassostrea</i>	Bentónico-intermareal	Filtración	Tejidos blandos	Lin et al., 2024
Península Ibérica	Peces	<i>Engraulis, Sardina</i>	Pelágico	Ingestión (filtración)	Tracto gastrointestinal; Branquias; Músculo	Lopes et al., 2023
Bahía de Monterey	Peces	<i>Engraulis</i>	Pelágico	Ingestión (filtración)	Tracto gastrointestinal	Michishita et al., 2023
Bahía de Matagorda	Peces y Bivalvos	<i>Sciaenops</i> (pez) <i>Crassostrea</i> (bivalvo)	Pelágico, Bentónico-submareal	Filtración	Músculo; Hígado; Branquias (P); Tejidos blandos (B)	Mortuza et al. 2025
Sur del Mar Caspio, Irán	Peces	<i>Rutilus</i>	Bentónico-intermareal	Ingestión	Intestino	Nematollahi et al., 2021
Costa portuguesa	Peces	<i>Sardina; Scomber</i>	Pelágico	Ingestión	Estómago	Neves et al., 2015
Sureste de India	Peces	<i>Mugil; Rastrelliger</i>	Pelágico	Ingestión (carnívoro)	Intestino; Branquias	Nithin et al., 2022

Región de estudio	Tipo de organismo	Género	Hábitat	Estrategia de alimentación	Zona de acumulación	Referencias
Punta Teatinos, Chile	Peces	<i>Engraulis</i>	Pelágico	Ingestión (carnívoro)	Tracto gastrointestinal; Estómago; Intestino	Ossa et al., 2016
Bahía de Dongshan	Peces y Bivalvos	<i>Konosirus</i> (pez) <i>Ruditapes</i> ; <i>Perna</i> ; <i>Crassostrea</i> (bivalvo)	Pelágico Bentónico-submareal Bentónico-intermareal	Ingestión Filtración	Tracto gastrointestinal (P) Tejidos blandos (B)	Pan et al., 2022
Puerto de Charleston	Peces	<i>Anchoa</i> ; <i>Brevoortia</i> ; <i>Cynoscion</i>	Pelágico	Ingestión (carnívoro)	Tracto gastrointestinal	Parker et al., 2020
Región del Biobío, Chile	Peces	<i>Strangomera</i>	Pelágico	Ingestión (carnívoro)	Tracto gastrointestinal	Pozo et al., 2019
Región de Apulia, Italia	Bivalvos	<i>Mytilus</i> ; <i>Crassostrea</i>	Bentónico-intermareal	Filtración	Tejidos blandos	Quaglia et al., 2023
Mar Adriático, Península Itálica	Peces	<i>Engraulis</i> ; <i>Sardina</i>	Pelágico	Ingestión	Estómago	Renzi et al., 2018
Puerto Madryn, Argentina	Peces y Bivalvos	<i>Ramnogaster</i> (pez) <i>Aulacomya</i> (bivalvo)	Pelágico Bentónico-intermareal	Ingestión Filtración	Tracto gastrointestinal (P); Tejidos blandos (B)	Ríos et al., 2020
Paotere, Indonesia	Peces	<i>Decapterus</i> , <i>Spratelloides</i>	Pelágico	Ingestión	Tracto gastrointestinal	Rochman et al., 2015
Mar del Norte y el Mar Báltico	Peces	<i>Scomber</i> ; <i>Clupea</i>	Pelágico	Ingestión	Piel; Intestino; Branquias; Hígado	Rummel et al., 2016
Golfo de Cádiz, España	Peces	<i>Engraulis</i> ; <i>Sardina</i>	Pelágico	Ingestión (carnívoro)	Tracto gastrointestinal	Sánchez-Guerrero-Hernández et al., 2023
Mar Tirreno, Península Itálica	Peces	<i>Engraulis</i> ; <i>Sardina</i>	Pelágico	Ingestión	Tracto gastrointestinal; Piel	Savoca et al., 2020
Costa del Golfo, sur de India	Peces	<i>Atropus</i>	Pelágico	Ingestión (carnívoro)	Intestino; Músculo	Selvam et al., 2021
Península de Zamboanga	Peces	<i>Hemiramphus</i> ; <i>Auxis</i>	Pelágico	Ingestión (filtración)	Tracto gastrointestinal	Seno et al., 2024
Entrada de mar, Venecia, Italia	Bivalvos	<i>Chamelea</i> ; <i>Mytilus</i>	Bentónico-submareal, Bentónico-intermareal	Filtración	Intestino; Branquias, Gónadas, Hepatopáncreas	Sfriso et al., 2024

Región de estudio	Tipo de organismo	Género	Hábitat	Estrategia de alimentación	Zona de acumulación	Referencias
Isla de Jeju, Corea del Sur	Bivalvos	<i>Argopecten</i>	Bentónico-submareal	Filtración	Tejidos blandos	Song et al., 2020
Costa de la Ciudad del Cabo	Bivalvos	<i>Mytilus; Aulacomya; Choromytilus</i>	Bentónico-submareal Bentónico-intermareal	Filtración	Tejidos blandos	Sparks, 2020
Costa de Bangladesh	Peces	<i>Harpadon; Mugil; Lutjanus</i>	Pelágico	Ingestión	Tracto gastrointestinal; Músculo	Sultana et al., 2024
Mar Amarillo, China	Peces	<i>Engraulis; Setipinna; Anchoviella</i>	Pelágico	Filtración	Tracto gastrointestinal	Sun et al., 2019
Bahía de Tokio	Peces	<i>Engraulis</i>	Pelágico	Ingestión (filtración)	Estómago	Tanaka et al., 2016
Bahía de Zhifu, China	Bivalvos	<i>Crassostrea</i>	Bentónico-intermareal	Ingestión	Glándulas digestivas; Branquias	Teng et al. 2021
Ancón, Lima, Perú	Bivalvos	<i>Choromytilus; Aulacomya</i>	Bentónico-intermareal	Filtración	Tejidos blandos	Valencia-Velasco et al., 2020
Costa de Anzio	Peces	<i>Engraulis; Scomber</i>	Pelágico	Ingestión	Tracto gastrointestinal; Branquias; Músculo	Valente et al., 2023
Mar del Norte	Bivalvos	<i>Mytilus</i>	Bentónico-intermareal	Filtración	Tejidos blandos	Van Cauwenberghe et al, 2015
Estuario de Santos, Brasil	Bivalvos	<i>Mytilopsis; Crassostrea</i>	Bentónico-submareal Bentónico-intermareal	Filtración	Tejidos blandos	Vasques Ribeiro et al., 2025
Sur del Mar Amarillo, China	Bivalvos	<i>Acila (bivalvo)</i>	Bentónico-submareal	Ingestión	Tejidos blandos	Wang et al., 2019
Mar de Bohai, China	Peces	<i>Engraulis, Scomber, Clupea</i>	Pelágico	Ingestión	Tracto gastrointestinal	Wang et al., 2021
Bahía de Xiangshan	Peces y Bivalvos	<i>Konosirus (pez); Ostrea (bivalvo)</i>	Pelágico Bentónico-submareal	Ingestión Filtración	Intestino; Estómago; Músculo (P); Tejidos blandos (B)	Wu et al., 2020
Zhanjiang	Bivalvos	<i>Meretrix</i>	Bentónico-submareal	Ingestión	Tejidos blandos	Wu et al., 2022
Vietnam	Bivalvos	<i>Meretrix</i>	Bentónico-submareal	Ingestión	Tejidos blandos	Xuan Li et al., 2025

Región de estudio	Tipo de organismo	Género	Hábitat	Estrategia de alimentación	Zona de acumulación	Referencias
Bahía İzmir, Turquía	Bivalvos	<i>Mytilus; Ruditapes</i>	Bentónico-intermareal, bentónico-submareal	Ingestión	Tejidos blandos	Yozukmaz et al. 2021
Bahía de Xiangshan	Peces y Bivalvos	<i>Scomberomorus (pez)</i> <i>Crassostrea (bivalvo)</i>	Pelágico Bentónico-intermareal	Ingestión Filtración	Tracto gastrointestinal (P); Tejidos blandos (B)	Yu et al., 2022
Estado de São Paulo, Brasil	Bivalvos	<i>Mytilopsis;</i> <i>Crassostrea</i>	Bentónico-submareal Bentónico-intermareal	Filtración	Tejidos blandos	Zachello et al., 2025
Mar de Bohai	Bivalvos	<i>Mytilus; Anadara</i>	Bentónico-submareal	Filtración	Glándulas digestivas	Zhao et al., 2024

Anexo 2. Tipos de microplásticos reportados en organismos filtradores marino-costeros, según literatura científica.

Tipo de organismo	Género	Tipo de polímero	Forma	Tamaño	Color	Fuente de origen	Referencias
Bivalvos	<i>Tridacna, Pinna, Brachidontes</i>	PA, PP, LDPE, HDPE	Fragmento, Fibra	300–500 µm	Negro, Azul, Rojo, Verde	Pesca, Turismo, Industria petrolera	Abd-Elkader et al., 2023
Peces	<i>Alepes</i>	-	Fragmento, Fibra, Pellet	<300 µm	Negro, Transparente, Azul	Pesca, Industria petrolera	Akhbarizadeh et al., 2018
Bivalvos	<i>Marcia</i>	PET, PP, PVA	Fibra, Fragmento	<300 µm	Rojo, Negro, Azul	Pesca, Turismo	Akkajit et al., 2023
Peces	<i>Engraulis; Etrumeus; Sardinops</i>	PE, PA, PET, PP	Fibra, Fragmento	500–1000 µm	-	Pesca, Domésticos	Bakir et al., 2020
Peces	<i>Scomber</i>	PE, PET, RY	Fibra, Fragmento, Pellet	-	-	Residuos de pesca	Barboza et al., 2020
Bivalvos	<i>Mytilus</i>	PE, PP, PA	Fibra, Fragmento	<100 µm	Negro, Transparente, Azul	Pesca, Domésticos	Can et al., 2024
Bivalvos	<i>Meretrix</i>	RY, PET, PAN	Fibra	>1000 µm	Azul, Transparente	Pesca	Chen et al. 2024
Bivalvos	<i>Meretrix; Perna</i>	PET	Fibra	500–1000 µm	-	Domésticos, Industria petrolera	Dowarah et al., 2020
Bivalvos	<i>Argopecten</i>	-	Fibra, Fragmento	-	Azul, Rojo, Negro, Marrón, Morado	Pesca, Domésticos	Chunga et al., 2025
Peces	<i>Engraulis; Sardina; Clupea</i>	PE	Fragmento	100–300 µm	-	-	Collard et al., 2017
Peces	<i>Engraulis; Sardina</i>	PET	Fibra	>1000 µm	-	Pesca, Domésticos	Compa et al., 2018
Peces	<i>Odontesthes</i>	-	Fibra, Fragmento, Película	-	Azul, Rojo, Negro, Transparente	Pesca, Domésticos	De-La-Torre et al., 2019
Peces	<i>Sardina</i>	PET	Fibra, Fragmento	>1000 µm	Transparente	Pesca	Ferrante et al., 2022

Tipo de organismo	Género	Tipo de polímero	Forma	Tamaño	Color	Fuente de origen	Referencias
Bivalvos	<i>Semimytilus</i>	-	Fibra, Fragmento, Película, Esfera	-	Rojo, Azul, Negro, Morado, Amarillo	Domésticos, Pesca	De-La-Torre et al., 2020
Bivalvos	<i>Aulacomya</i>	PE, PP, PS	Fibra, Fragmento, Película	>1000 µm	Azul, Rojo, Verde, Negro, Blanco	Pesca	De-la-Torre et al., 2022
Bivalvos	<i>Mytilus</i>	PE, PP	Fibra, Fragmento	100–300 µm, 300–500 µm,	Azul, Rosado, Negro, Transparente	Pesca, Domésticos	Digka et al., 2018
Peces	<i>Sardina</i>	PE, PP, PET, PS	Fibra, Fragmento	100–300 µm, 300–500 µm,	Azul, Negro, Verde	Pesca, Domésticos	Digka et al., 2018
Peces	<i>Engraulis</i>	PP, PE, PET, PA, PS, PVC	Fibra, Fragmento, Pellet, Película	500–1000 µm	-	Domésticos	Eryaşar et al., 2022
Peces	<i>Atropus</i>	PE, PA	Fragmento, Fibra	500–1000 µm	Negro, Rojo, Azul, Blanco	Domésticos, Industria petrolera	Esmaeilbeigi et al., 2023
Peces	<i>Konosirus</i>	PP, PA, PE, PS, PVC, otros	Fibra, Fragmento, Película	>1000 µm	Negro, Azul, Rojo, Amarillo	Pesca, Domésticos	Fang et al., 2019
Bivalvos	<i>Meretrix; Mytilus; Perna</i>	PP, PA, PE, PS, PET, otros	Fibra, Fragmento, Película	100-300 µm	Negro, Azul, Rojo, Transparente	Pesca, Domésticos	Fang et al., 2020
Peces	<i>Thryssa</i>	Celofán, PP, PE, PA, PET	Fibra, Fragmento, Película	500–1000 µm	Negro, gris, Blanco, Transparente, Azul, Verde, Rojo, morado	Residuos de pesca, residuos domésticos	Feng et al., 2019
Bivalvos	<i>Solea, Mytilus</i>	PP, PE, PS, PVC, PET	Fibra, Fragmento, Película	100-300 µm	Transparente, Rojo, Azul, Negro, Blanco	Residuos de pesca	Ferrante et al., 2022
Peces	<i>Engraulis; Sardina</i>	PE, PP	Fibra, Fragmento	-	Transparente	Pesca	Filgueiras et al., 2020
Bivalvos	<i>Mytilus</i>	PET, EVA, PE, PS, PP, PVC	Fibra, Fragmento, Película	500–1000 µm	-	Pesca, Domésticos	Gedik et al., 2020
Bivalvos	<i>Chamelea</i>	PET, PA, PE, PS, PP, PVC	Espuma, Pellet, Fragmento, Película, Fibra	500–1000 µm	Transparente, Blanco	Domésticos, Pesca	Gedik et al., 2022
Bivalvos	<i>Perna, Tegillarca</i>	PS, PE	Fibra	500–1000 µm	Negro, gris, Transparente	Domésticos, Pesca	Hongswat et al., 2024

Tipo de organismo	Género	Tipo de polímero	Forma	Tamaño	Color	Fuente de origen	Referencias
Bivalvos	<i>Aulacomya</i>	-	Fibra	-	Transparente, Negro, Azul, Rojo	Domésticos, Pesca	Huillca Sanchez et al., 2025
Peces	<i>Scomber</i>	-	Fibra, Fragmento, Película, Pellet	-	Azul, Negro, Blanco, fucsia, Verde	Domésticos, Pesca	Iannacone et al., 2021
Bivalvos	<i>Anadara</i>	-	Fibra, Fragmento	<100 µm, 100–300 µm	Negro, Rojo, Transparente, Azul	Domésticos, Pesca	Intriago, W. Santana, A., 2025
Peces	<i>Caranx</i>	PE, PS, PVC, PET	Fragmento, Fibra, Película, Pellet	500–1000 µm	Negro, Azul, Blanco, Transparente, Rosa, Amarillo	Domésticos, Pesca	Jimenez-Cárdenas et al., 2022
Bivalvos	<i>Perna; Magallana; Villorita</i>	PP, PE	Fibra	500–1000 µm	Negro, Rojo, Transparente, Azul	Domésticos, Pesca	Joshy et al., 2022
Bivalvos	<i>Meretrix</i>	-	Fibra	<1000 µm	Azul, Transparente, Negro, Verde	-	Kieu-Le et al., 2022
Bivalvos	<i>Atactodea, Marcia, Meretrix</i>	PS, PE	Fibra, Fragmento, Pellet, Película	500–1000 µm	Negro, Transparente	Pesca, Turismo	Lam et al., 2023
Bivalvos	<i>Choromytilus, Mytilus, Tagelus</i>	PP, PET, PE, PA	Fibra, Fragmento, Película	500–1000 µm	Negro, Azul, Rojo, Transparente, Verde	Pesca	Leppes et al., 2025
Peces	<i>Engraulis; Coilia</i>	PE	Fibra	500–1000 µm	Negro, gris	Pesca	Li et al. 2023
Bivalvos	<i>Ruditapes; Meretrix</i>	Celofán, PE, PET, PS	Fragmento, Película, Fibra	<100 µm	Negro	Domésticos, Pesca	Li et al. 2023
Bivalvos	<i>Mytilus, Ruditapes, Meretrix</i>	PP, PA, PET	Fibra, Fragmento, Pellet	500–1000 µm	Negro, Rojo, Azul, Blanco, Transparente	Pesca, Domésticos, Turismo	Li et al, 2015
Bivalvos	<i>Crassostrea</i>	PU, PSU	Fragmento	<100 µm	-	Pesca	Lin et al., 2024
Peces	<i>Engraulis, Sardina</i>	PET, PAN, PA, PVA	Fibra	300–500 µm	Azul, Negro, Verde, Blanco, Transparente	Pesca, Turismo	Lopes et al., 2023
Peces	<i>Engraulis</i>	PET	Fibra, Fragmento, Película	300–500 µm, 500–1000 µm	-	Domésticos, Pesca	Michishita et al., 2023
Bivalvos	<i>Crassostrea</i>	PP, PE	-	<5000 µm	-	Domésticos, Pesca	Mortuza et al. 2025
Peces	<i>Sciaenops</i>	PA	-	<5000 µm	-	Domésticos, Pesca	Mortuza et al. 2025

Tipo de organismo	Género	Tipo de polímero	Forma	Tamaño	Color	Fuente de origen	Referencias
Peces	<i>Rutilus</i>	PS, PP, PET	Fibra	<1000 µm	Blanco, Amarillo, Rojo, Azul, Negro	Pesca, Turismo	Nematollahi et al., 2021
Peces	<i>Sardina; Scomber</i>	PP, PE, RY, PS	Fibra, Fragmento	>1000 µm	-	Pesca	Neves et al., 2015
Peces	<i>Mugil; Rastrelliger</i>	LDPE, PP, PS	Fibra, Pellet	<1000 µm	Negro, Azul, Rojo	Pesca, Domésticos	Nithin et al., 2022
Peces	<i>Engraulis</i>	PET, PE	Fibra	500–1000 µm	Negro, gris	Pesca	Ossa et al., 2016
Bivalvos	<i>Ruditapes; Perna; Crassostrea</i>	PP, PE, PET, Celofán	Fibra, Fragmento	<100 µm, 100–300 µm	Azul, Transparente	Domésticos, Pesca	Pan et al., 2022
Peces	<i>Konosirus</i>	PP, PE, PET, Celofán	Fragmento, Fibra, Película, Espuma	100–300 µm, 300–500 µm, 500–1000 µm	Azul, Transparente, Rojo, Negro, Verde	Domésticos, Pesca	Pan et al., 2022
Peces	<i>Anchoa; Brevoortia; Cynoscion</i>	-	Fragmento, Espuma, Fibra	500–1000 µm	Rojo, Azul	Domésticos, Industria petrolera	Parker et al., 2020
Peces	<i>Strangomera</i>	PE, PET	Fibra	<2,8 mm o <2800 µm	Rojo, Blanco	Pesca, Domésticos	Pozo et al., 2019
Bivalvos	<i>Mytilus; Crassostrea</i>	PA, PU	Fibra, Fragmento, Película, Esfera	<100 µm, 100–300 µm, 300–500 µm,	Azul, Transparente, Amarillo, Marrón, Negro, Rojo, Blanco	Pesca, Domésticos	Quaglia et al., 2023
Peces	<i>Sardinella, Engraulis</i>	PP, PA, PE, PET	Fragmento, Fibra	>1000 µm	Negro, Azul, Naranja	Domésticos, Pesca	Renzi et al., 2018
Bivalvos	<i>Aulacomya</i>	PET, PAN, RY	Fibra, Fragmento	100–300 µm, 300–500 µm	Azul, Negro, Rojo	Pesca, Domésticos	Ríos et al., 2020
Peces	<i>Ramnogaster</i>	PE, PP, PS, PA	Fibra, Fragmento	500–1000 µm, >1000 µm	Azul, Negro, gris, Transparente	Pesca, Domésticos	Ríos et al., 2020
Peces	<i>Decapterus, Spratelloides</i>	PE, PP	Fragmento, Fibra, Espuma, Película, Filamento	500–1000 µm, >1000 µm	Azul, Rojo, Negro, Blanco	Pesca	Rochman et al., 2015
Peces	<i>Scomber; Clupea</i>	PS, PP, PET	Fragmento	300–500 µm	Rojo, Verde	Pesca, Domésticos	Rummel et al., 2016
Peces	<i>Engraulis; Sardina</i>	PA, PET, PP	Fibra, Fragmento, Película	100–300 µm	Negro, Azul, Transparente, Rojo, Verde, Blanco	Pesca, Domésticos	Sánchez-Guerrero-Hernández et al., 2023

Tipo de organismo	Género	Tipo de polímero	Forma	Tamaño	Color	Fuente de origen	Referencias
Peces	<i>Engraulis; Sardina</i>	PP, PE, PA, RY	Fibra	300–500 µm	Negro, Azul, Rojo	Pesca	Savoca et al., 2020
Bivalvos	<i>Argopecten</i>	PS	Esfera	<100 µm; 100–300 µm	Verde, Rojo, Azul	-	Song et al., 2020
Peces	<i>Hemiramphus; Auxis</i>	RY, PA, PE, PET, PP	Fibra, Fragmento	500–1000 µm	Negro, Azul, Rojo, Naranja, Blanco	Pesca	Seno et al., 2024
Bivalvos	<i>Chamelea; Mytilus</i>	PET, PE, PP	Fibra, Fragmento	<100 µm; 100–300 µm	Negro, Azul, Rojo, Transparente, Verde	Pesca	Sfriso et al., 2024
Bivalvos	<i>Mytilus; Aulacomya; Choromytilus</i>	-	Filamento, Fragmento, Esfera	500–1000 µm; <100 µm; 100–300 µm	Negro, Gris, Azul, Verde	Pesca	Sparks, 2020
Peces	<i>Harpadon; Mugil; Lutjanus</i>	PE, PU, PP, PS, PA, PET	Fibra, Fragmento, Película	300–500 µm	Violeta, Rojo, Azul, Marrón, Naranja	Pesca	Sultana et al., 2024
Peces	<i>Engraulis; Setipinna; Anchoviella</i>	PE, PP, PS, PU	Fibra, Pellet Fragmento	500–1000 µm, >1000 µm	-	Pesca, Industria petrolera	Sun et al., 2019
Peces	<i>Engraulis</i>	PE, PP, PS	Fragmento, Esfera, Filamento, Espuma	100–300 µm, 300–500 µm, 500–1000 µm	Blanco, Amarillo, Transparente, Verde, Negro, Marrón, Rosa	Domésticos, Pesca	Tanaka et al., 2016
Bivalvos	<i>Crassostrea</i>	PET, PS, PP	Esfera	<100 µm	Verde, Rojo	Domésticos, Pesca	Teng et al. 2021
Bivalvos	<i>Choromytilus; Aulacomya</i>	PE, PP, PA, PS	Fibra, Pellet	-	Rojo, Azul, Blanco, Amarillo	Domésticos, Pesca	Valencia-Velasco et al., 2020
Peces	<i>Engraulis; Scomber</i>	PE, PP, PET	Fibra, Fragmento	300–500 µm	Negro, Azul, Transparente	Domésticos, Pesca	Valente et al., 2023
Bivalvos	<i>Mytilus</i>	PP, LDPE	Fibra	100–300 µm	Azul	Pesca, Domésticos	Van Cauwenberghe et al, 2015
Bivalvos	<i>Mytilopsis; Crassostrea</i>	PE, PP, PA, PS	Fragmento, Fibra	100–300 µm	Verde, Rojo, Transparente	Pesca	Vasques Ribeiro et al., 2025
Bivalvos	<i>Acila</i>	PP, PET, PE, PA, PS	Fragmento, Fibra, Película, Pellet	100–300 µm	Transparente, Blanco, Amarillo	Domésticos, Pesca, Industria petrolera	Wang et al. 2019

Tipo de organismo	Género	Tipo de polímero	Forma	Tamaño	Color	Fuente de origen	Referencias
Peces	<i>Engraulis, Scomber, Clupea</i>	Celofán, PET, PP, PE, PVA, PA, PS, PC	Fibra, Pellet, Película, Fragmento	300–500 µm	Transparente, Blanco, Negro, Azul	Pesca	Wang et al., 2021
Peces	<i>Konosirus</i>	Celofán, RY, PP, PA, PET	Fibra, Fragmento, Película	500–1000 µm, >1000 µm	Azul, Transparente	Pesca	Wu et al., 2020
Bivalvos	<i>Ostrea</i>	PET, PA	Fibra	300–500 µm	Azul, Transparente	Pesca	Wu et al., 2020
Bivalvos	<i>Meretrix</i>	PE, PET, PP, PVC, PS	Fibra, Fragmento, Película, Pellet	300–500 µm	Rojo, Negro, Azul, Transparente, Morado, Blanco	Pesca, Turismo	Wu et al., 2022
Bivalvos	<i>Mytilus, Ruditapes</i>	PE, PP, PET, PVC, PS	Fragmento, Película, Fibra	500–1000 µm	Rojo, Azul, Verde, Amarillo, Blanco	Domésticos, Pesca	Yozukmaz et al. 2021
Peces	<i>Scomberomorus</i>	PS, PE, PP	Fibra, Fragmento	>1000 µm	Azul, Transparente	Domésticos, Pesca	Yu et al., 2022
Bivalvos	<i>Crassostrea</i>	RY, PET, PA	Fibra	<100 µm, 100–300 µm	Blanco, Transparente	Domésticos, Pesca	Yu et al., 2022
Bivalvos	<i>Mytilopsis; Crassostrea</i>	PET	Fragmento	500–1000 µm	Negro, Blanco, Transparente	Domésticos, Pesca	Zachello et al., 2025
Bivalvos	<i>Meretrix</i>	PA, PE, PES, PET, PP	Fibra, fragmento, Esfera	<100 µm, 100–300 µm	-	Domésticos, Pesca	Xuan Li et al., 2025
Peces	<i>Scomberomorus</i>	PA, PE, PP	Fibra, Fragmento, Película	100–300 µm	Negro, Azul, Rojo, Verde, Amarillo	Pesca, Domésticos	Zhao et al., 2024
Bivalvos	<i>Mytilus; Anadara</i>	RY, PET, PA, PE, PP, PVC	Fibra, Fragmento, Película	<100 µm	Transparente, Rojo, Azul, Morado	Pesca, Domésticos	Zhao et al., 2024

Anexo 3. Índices empleados para estimar el riesgo ecológico por consumo de microplásticos, según literatura científica.

Tipo de organismo	Índices de Evaluación	Método de cálculo	Descripción del Índice	Nivel de Riesgo	Referencia
Peces pelágicos y bivalvos bentónicos	Índice de Carga Contaminante (PLI)	$PLI = \sqrt{CF_i}$ $CF_i = \frac{C_i}{C_{oi}}$ $PLI_{zone} = \sqrt[n]{PLI_1 * \dots * PLI_n}$	CF_i = factor de contaminación de MP C_i = concentración máxima de MP en el sitio de muestreo C_{oi} = concentración de MP de fondo PLI_{zone} = representa el número de sitios utilizados en el cálculo	PLI <10 = Nivel I (Menor) PLI 10 - 20 = Nivel II (Alto) PLI 20 - 30 = Nivel III (Peligro) PLI >30 = Nivel IV (Peligro extremo)	Bar et al. 2024; Liu et al. 2024; Sultana et al. 2024 Ramakrishnan et al. 2024 Lin et al., 2024
Peces pelágicos y bivalvos bentónicos	Índice de Riesgo de Contaminación (PRI)	$PRI_i = \sum H_i * MPPLI_{site}$ $H_i = \sum P_n * S_n$	P_n = tipo de polímero reportado en un sitio S_n = puntuación de peligro de polímero (Lithner et al., 2011) La toxicidad química de los polímeros se basó en el método de Lithner et al., 2021	PRI <10 = Bajo 10 ≤ PRI <100 = Moderado 100 ≤ PRI <1000 = Alto PRI ≥ 1000 = Peligroso	Lithner et al., 2011 Liu et al. 2024
Peces pélagicos	Índice de Riesgo Ecológico (ERI)	$\square\square\square\square$ $= \sqrt[n]{CRI_1 * CRI_2 * \dots * CRI_n}$ $\square\square\square\square$ $= \sqrt[n]{CRI_1 * CRI_2 * \dots * CRI_n}$ $CRI_i = PHI_i * PLI_i$	ERI_i = índice de riesgo por consumo de MP en individuo i ERI_s = índice de riesgo por consumo de MP en estación s	<150 = Muy bajo 150 - 300 = Bajo 300 - 600 = Moderado 600 - 1200 = Alto >1200 = Muy alto	Kabir et al., 2025; Pan et al., 2021; Peng et al., 2018

Tipo de organismo	Índices de Evaluación	Método de cálculo	Descripción del Índice	Nivel de Riesgo	Referencia
Peces pelágicos	Índice Riesgo basado en Tamaño y Abundancia de partículas (SRI)	$SRI_i = \sum_{j=1}^m * \{(S_{ji}/C_i) * R_j\}$ $SRI_i = SRI_i * PLI_i$ $= \sqrt[n]{SRI_1 * SRI_2 * \dots * SRI_n}$	S_{ji} = número (m) de partículas para cada rango de tamaño (j) identificado en el individuo i R_j = puntuación de peligro para cada tipo de rango de tamaño SRI_i = representa el índice de riesgo de tamaño en individuo i SRI_s = representa el índice de riesgo de tamaño en estación s	Tamaño de partícula (μm) >1688 - <5000 = Muy bajo >1395 - <1688 = Bajo >1102 - <1394 = Moderado >809 - <1102 = Alto >26 - <809 = Muy alto	Kabir et al. 2025; Yuan et al., 2022
Peces pelágicos y bivalvos bentónicos	Índice de Peligro Polimérico (PHI)	$PHI = \sum_{n=1}^n (P_n * S_n)$	P_n = porcentaje de polímero microplástico detectado en la muestra. S_n = puntuación de riesgo de los polímeros presentes en los microplásticos	0 - 1 = Bajo 1 - 10 = Moderado 10 - 100 = Alto 100 - 1000 = Peligro >1000 = Peligro extremo <10 = Muy bajo 10 - 100 = Bajo 101 - 1000 = Moderado 1001 - 10,000 = Alto >10,000 = Muy alto	Ramakrishnan et al. 2024; Sultana et al. 2024 Fang et al., 2019 Kabir et al. 2025; Lithner et al., 2011; Chen et al., 2024 Nithin et al., 2022 Lam et al., 2023 Pan et al., 2022 Zhao et al., 2024 Li et al., 2022
Peces pelágicos y bivalvos bentónicos	Índice de Riesgo Ecológico Potencial (PERI)	$E_i r = T_i r * C F_i$ $T_i r = \sum_{n=1}^n \frac{P_n}{C_i} * S_n$	$T_i r$ = representa el nivel de toxicidad y sensibilidad biológica C_i = concentración ambiental de MP en cada punto de muestreo	<150 = Bajo 150 - 300 = Moderado 300 - 600 = Alto 600 - 1200 = Peligro >12000 = Peligro extremo	Bar et al. 2024; Ranjani et al. 2021 Ramakrishnan et al. 2024 Chen et al., 2024
Bivalvos bentónicos	Índice de Microplásticos (MPI)	$MPI = C_{MPs} * \frac{W_{stw}}{W_{sw}}$	C_{MPs} = abundancia de MP en conchas (MPs/ g ww) W_{stw} = peso húmedo de tejido blando de concha (g ww) W_{sw} = peso húmedo de la cáscara de la concha	-	Chen et al., 2024

Tipo de organismo	Índices de Evaluación	Método de cálculo	Descripción del Índice	Nivel de Riesgo	Referencia
Peces pelágicos y bivalvos bentónicos	Índice de riesgo de polímeros (H)	$H = \sum P_n * S_n$	Pn = porcentaje de tipos de polímeros MP en cada especie comercial Sn = puntuación de riesgo de los polímeros MP	0 - 1 = I 1 - 10 = II 10 - 100 = III 100 - 1000 = IV >1000 = V	Chao et al., 2019
Bivalvos bentónicos	Índice de peligrosidad de polímeros (PHI)	$PHI = \sum P_n * S_n$	Pn = porcentaje de polímero MP detectado en la muestra Sn = puntuación de riesgo de los polímeros presentes en los microplásticos	PHI < 10 = Bajo (I) 10 < PHI < 100 = Moderado (II) 100 < PHI < 1000 = Alto (III)	Xiang Li et al., 2022
Peces pelágicos	Índice de riesgo de polímeros (PHI)	$PHI = \sum P_n * S_n$	Pn = porcentaje de polímero específico Sn = índice de riesgo de los polímeros	<10 = Muy bajo (I) 10 - 100 = Bajo (II) 101 - 1000 = Moderado (III) 1001 - 10,000 = Alto (IV) >10,000 = Muy alto (V)	Nithin et al., 2022
Bivalvos bentónicos	Índice de carga contaminante (PLI)	$PLI = \sqrt[n]{CF_i * PLI_{zone}}$	CFi= cocientes de la concentración de MP en cada muestra PLIzone = representa el número de sitios utilizados en el cálculo	PLI <10 = Nivel I (Menor) PLI 10 - 20 = Nivel II (Alto) PLI 20 - 30 = Nivel III (Peligro) PLI >30 = Nivel IV (Peligro extremo)	Lin et al., 2024
Bivalvos bentónicos	Índice de riesgo de los microplásticos (PHI)	$PHI = \sum (P_n * S_n)$	Pn = porcentaje de polímero específico Sn = índice de riesgo de los polímeros	<10 = Muy bajo (I) 10 - 100 = Bajo (II) 101 - 1000 = Moderado (III) 1001 - 10,000 = Alto (IV) >10,000 = Muy alto (V)	Lam et al., 2023
Peces pelágicos	Índice de riesgo de polímeros (H)	$H = \sum (S_n * P_n)$	Pn = puntuación de peligro de los polímeros de MP Sn = proporción de cada tipo de polímero de MP	0 - 1 = I 1 - 10 = II 10 - 100 = III 100 - 1000 = IV >1000 = V	Pan et al., 2022

Tipo de organismo	Índices de Evaluación	Método de cálculo	Descripción del Índice	Nivel de Riesgo	Referencia
Bivalvos bentónicos	Índice de riesgo de MPs (H)	$H = \sum Pn * Sn$	Pn = porcentaje de cada tipo de polímero MPs detectado en muestras Sn = puntuación de riesgo de los compuestos poliméricos contenidos en MPs	<10 = I 10–100 = II 100–1000 = III >1000 = IV	Zhao et al., 2024

Anexo 4. Escenarios probables representativos asociados al consumo de microplásticos en bivalvos bentónicos, según casos de estudio.

Escenarios	Organismos		Microplásticos				Referencia
	Zona de acumulación	Tipo de polímero	Tamaño	Color	Forma	Fuente de origen	
B1	Tejidos blandos	Poliiolefinas	100-300 µm	Negro; Azul	Fibra; Fragmento	Pesca	Akkajit et al., 2023
B2	Branquias	Poliiolefinas; Otros	100-300 µm	Negro; Azul	Fibra; Fragmento	Pesca	Fang et al., 2020
B3	Tejidos blandos	Poliiolefinas	100–300 µm	Azul	Fibra	Pesca	Van Cauwenberghe et al, 2015
B4	Glándulas digestivas	Poliiolefinas	100-300 µm	Negro; Azul	Fibra; Fragmento	Pesca	Digka et al., 2018
B5	Tejidos blandos	Poliamidas	100-300 µm	Negro; Azul	Fibra; Fragmento	Pesca	Quaglia et al., 2023
B6	Tejidos blandos	Poliamidas; Poliéster	100-300 µm	Negro; Azul	Fibra; Fragmento	Pesca	Ríos et al., 2020
B7	Branquias	Poliiolefinas	100-300 µm	Rojó; Transparente; Verde	Fibra; Fragmento	Pesca	Sfriso et al., 2024
B8	Tejidos blandos	Poliiolefinas	100–300 µm	Rojó; Transparente; Verde	Fibra; Fragmento	Pesca	Vasques Ribeiro et al., 2025
B9	Tejidos blandos	Poliiolefinas	<100 µm	Transparente	Fibra; Fragmento	Pesca	Can et al., 2024
B10	Músculo	Poliiolefinas	100-300 µm	Negro; Azul	Fibra; Fragmento	Pesca	Ferrante et al., 2022
B11	Tejidos blandos	Poliiolefinas	500–1000 µm	Transparente	Fibra; Fragmento	Pesca	Gedik et al., 2022
B12	Branquias	Poliiolefinas	500–1000 µm	Negro; Azul	Fibra	Pesca	Joshy et al., 2022
B13	Tejidos blandos	Poliiolefinas	500–1000 µm	Negro; Azul	Fibra; Fragmento	Pesca	Lam et al., 2023
B14	Tejidos blandos	Poliiolefinas; Otros	<100 µm	Negro	Fibra; Fragmento	Doméstico	Li et al. 2022
B15	Tejidos blandos	Poliiolefinas	100-300 µm	Transparente	Fibra; Fragmento	Pesca	Pan et al., 2022
B16	Tejidos blandos	Poliamidas; Poliéster	300–500 µm	Azul	Fibra	Pesca	Wu et al., 2020
B17	Intestino	Poliiolefinas	100-300 µm	Negro; Azul	Fibra; Fragmento	Pesca	Sfriso et al., 2024
B18	Tejidos blandos	Poliiolefinas	100–300 µm	Transparente	Fibra; Fragmento	Doméstico	Wang et al. 2019
B19	Glándulas digestivas	Poliiolefinas	100–300 µm	Azul	Fibra; Fragmento	Doméstico	Zhao et al., 2024
B20	Tejidos blandos	Poliiolefinas	300–500 µm	Negro; Azul	Fibra; Fragmento	Turismo	Abd-Elkader et al., 2023
B21	Tejidos blandos	Poliiolefinas	>1000 µm	Negro; Azul	Fibra; Fragmento	Pesca	De-la-Torre et al., 2022

Escenarios	Organismos		Microplásticos				Referencia
	Zona de acumulación	Tipo de polímero	Tamaño	Color	Forma	Fuente de origen	
B22	Branquias	Poliiolefinas	300–500 µm	Rojo; Transparente	Fibra; Fragmento	Doméstico	Digka et al., 2018
B23	Tejidos blandos	Poliiolefinas	300–500 µm	Negro; Azul	Fibra; Fragmento	Pesca	Wu et al., 2022
B24	Tejidos blandos	Poliiolefinas	500–1000 µm	Azul	Fibra; Fragmento	Doméstico	Yozukmaz et al. 2021
B25	Tejidos blandos	Poliéster	500–1000 µm	Negro	Fragmento	Pesca	Zachello et al., 2025
B26	Tejidos blandos	Poliamidas	>1000 µm	Azul	Fibra	Pesca	Chen et al. 2024
B27	Tejidos blandos	Poliiolefinas	500–1000 µm	Blanco; Amarillo	Película	Pesca	Yozukmaz et al. 2021
B28	Gónadas	Poliiolefinas	100-300 µm	Rojo; Transparente; Verde	Fibra; Fragmento	Pesca	Sfriso et al., 2024
B29	Glándulas digestivas	Poliiolefinas	<100 µm	Rojo; Verde	Esfera	Pesca	Teng et al. 2021
B30	Músculo	Poliéster	100-300 µm	Rojo; Transparente	Película	Pesca	Ferrante et al., 2022
B31	Tejidos blandos	Poliestirenos	500–1000 µm	Negro; Azul	Fibra	Doméstico	Hongswat et al., 2024
B32	Glándulas digestivas	Poliiolefinas	500–1000 µm	Rojo; Transparente	Fibra	Doméstico	Joshy et al., 2022
B33	Tejidos blandos	Poliéster	<100 µm	Negro	Película	Turismo	Li et al. 2022
B34	Tejidos blandos	Poliamidas; Poliéster	<100 µm	Blanco	Fibra	Doméstico	Yu et al., 2022
B35	Branquias	Poliéster	<100 µm	Rojo; Verde	Esfera	Doméstico	Teng et al. 2021
B36	Estómago	Poliamidas; Poliéster	100-300 µm	Rojo; Transparente	Película	Doméstico	Fang et al., 2020
B37	Tejidos blandos	Poliamidas; Poliéster	500–1000 µm	Blanco	Película; Pellet	Doméstico	Gedik et al., 2022
B38	Glándulas digestivas	Poliamidas; Poliéster	100–300 µm	Rojo; Transparente	Película	Pesca	Zhao et al., 2024
B39	Tejidos blandos	Poliestirenos	>1000 µm	Blanco	Película	Pesca	De-La-Torre et al., 2022
B40	Tejidos blandos	Poliestirenos	500–1000 µm	Transparente	Película; Pellet	Turismo	Lam et al., 2023
B41	Tejidos blandos	Poliéster	300–500 µm	Morado	Película; Pellet	Turismo	Wu et al., 2022
B42	Tejidos blandos	Poliamidas; Poliéster	100–300 µm	Blanco; Amarillo	Película; Pellet	Industria petrolera	Wang et al. 2019
B43	Glándulas digestivas	Poliuretanos; Acrílico	<100 µm	Morado	Película	Pesca	Zhao et al., 2024
B44	Tejidos blandos	Poliestirenos	500–1000 µm	Blanco	Espuma	Pesca	Gedik et al., 2022
B45	Concha	Poliéster	>1000 µm	Transparente	Fibra	Pesca	Chen et al. 2024
B46	Tejidos blandos	Poliuretanos	<100 µm	Marrón	Esfera	Domésticos	Quaglia et al., 2023

Anexo 5. Puntuación de escenarios probables representativos asociados al consumo de microplásticos en bivalvos bentónicos de zonas costeras.

Escenarios	Organismos	Microplásticos					Puntaje total
	Zona de acumulación	Tipo de polímero	Tamaño	Color	Forma	Fuente de origen	
B1	4	4	4	4	4	4	24
B2	4	4	4	4	4	4	24
B3	4	4	4	4	4	4	24
B4	3	4	4	4	4	4	23
B5	4	3	4	4	4	4	23
B6	4	3	4	4	4	4	23
B7	4	4	4	3	4	4	23
B8	4	4	4	3	4	4	23
B9	4	4	3	3	4	4	22
B10	2	4	4	4	4	4	22
B11	4	4	2	4	4	4	22
B12	4	4	2	4	4	4	22
B13	4	4	2	4	4	4	22
B14	4	4	3	4	4	3	22
B15	4	4	3	3	4	4	22
B16	4	3	3	4	4	4	22
B17	2	4	4	4	4	4	22
B18	4	4	4	3	4	3	22
B19	3	4	4	4	4	3	22
B20	4	4	3	4	4	2	21
B21	4	4	1	4	4	4	21
B22	4	4	3	3	4	3	21
B23	4	4	3	2	4	4	21

Escenarios	Organismos		Microplásticos				Puntaje total
	Zona de acumulación	Tipo de polímero	Tamaño	Color	Forma	Fuente de origen	
B24	4	4	2	4	4	3	21
B25	4	3	2	4	4	4	21
B26	4	3	1	4	4	4	20
B27	4	4	2	2	4	4	20
B28	1	4	4	3	4	4	20
B29	3	4	3	3	2	4	19
B30	2	3	4	3	3	4	19
B31	4	2	2	4	4	3	19
B32	3	4	2	3	4	3	19
B33	4	3	3	4	3	2	19
B34	4	3	3	2	4	3	19
B35	4	3	3	3	2	3	18
B36	3	1	4	3	3	3	17
B37	4	3	2	2	3	3	17
B38	3	1	4	2	3	4	17
B39	4	2	1	2	3	4	16
B40	4	2	2	3	3	2	16
B41	4	3	3	1	3	2	16
B42	3	3	4	2	3	1	16
B43	3	1	3	1	3	4	15
B44	4	2	2	2	1	4	15
B45	1	1	1	3	4	4	14
B46	4	1	3	1	2	3	14

Anexo 6. Escenarios probables representativos asociados al consumo de microplásticos en bivalvos bentónicos de zonas marino-costeras.

Escenarios	Organismos		Microplásticos				Puntaje
	Zona de acumulación	Tipo de polímero	Tamaño	Color	Forma	Fuente de origen	
B1	4	4	4	4	4	4	24
B4	3	4	4	4	4	4	23
B9	4	4	3	3	4	4	22
B19	3	4	4	4	4	3	22
B30	2	3	4	3	3	4	19
B31	4	2	2	4	4	3	19
B35	4	3	3	3	2	3	18
B37	4	3	2	2	3	3	17
B43	3	1	3	1	3	4	15
B44	4	2	2	2	1	4	15
B45	1	1	1	3	4	4	14
B46	4	1	3	1	2	3	14

Nota: La clasificación de los escenarios se estableció según el puntaje total acumulado: ≤ 15 puntos para baja, 16–20 para media y ≥ 21 para alta probabilidad.

Anexo 7. Escenarios probables representativos asociados al consumo de microplásticos en peces pelágicos, según casos de estudio.

Escenarios	Organismos		Microplásticos				Referencia
	Zona de acumulación	Tipo de polímero	Tamaño	Color	Forma	Fuente de origen	
P1	Intestino	Poliiolefinas; Otros	500–1000 µm	Azul; Negro; Rojo	Fibra; Fragmento	Pesca	Feng et al., 2019
P2	Intestino	Poliiolefinas	500–1000 µm	Azul; Negro; Rojo	Fibra; Fragmento	Pesca	Jimenez-Cárdenas et al., 2022
P3	Intestino	Poliiolefinas	500–1000 µm	Negro	Fibra	Pesca	Li et al. 2022
P4	Intestino	Poliiolefinas	500–1000 µm	Azul; Negro; Rojo	Fibra	Pesca	Nithin et al., 2022
P5	TGI; Intestino	Poliiolefinas	500–1000 µm	Negro	Fibra	Pesca	Ossa et al., 2016
P6	Intestino	Poliiolefinas; Otros	500–1000 µm	Azul	Fibra; Fragmento	Pesca	Wu et al., 2020
P7	TGI	Poliiolefinas	>1000 µm	Azul; Negro; Rojo	Fibra; Fragmento	Pesca	Fang et al., 2019
P8	Músculo	Poliiolefinas	500–1000 µm	Negro	Fibra	Pesca	Li et al. 2022
P9	TGI	Poliéster	500–1000 µm	Rojo	Fibra	Pesca	Pozo et al., 2019
P10	Intestino	Poliiolefinas	300–500 µm	Azul; Negro; Rojo	Fibra; Fragmento	Pesca	Digka et al., 2018
P11	TGI	Poliiolefinas	500–1000 µm	Azul; Negro; Rojo	Fibra; Fragmento	Industria petrolera	Esmaeilbeigi et al., 2023
P12	Piel; Branquias	Poliiolefinas	500–1000 µm	Negro	Fibra	Pesca	Li et al. 2022
P13	TGI	Otros	300–500 µm	Azul; Negro; Rojo	Fibra	Pesca	Lopes et al., 2023
P14	Estómago	Poliéster	500–1000 µm	Negro	Fibra	Pesca	Ossa et al., 2016
P15	Intestino	Poliiolefinas	300–500 µm	Rojo	Fragmento	Pesca	Rummel et al., 2016
P16	Intestino	Poliiolefinas	500–1000 µm	Azul; Rojo	Fibra; Fragmento	Industria petrolera	Selvam et al., 2021
P17	TGI	Poliiolefinas	300–500 µm	Azul; Negro	Fibra; Fragmento	Pesca	Valente et al., 2023
P18	TGI	Poliéster	>1000 µm	Transparente	Fibra; Fragmento	Pesca	Ferrante et al., 2022
P19	Vísceras	Poliiolefinas	500–1000 µm	Negro	Fibra	Pesca	Li et al. 2022
P20	Intestino	Poliéster	500–1000 µm	Blanco; Amarillo	Fibra	Pesca	Nematollahi et al., 2021
P21	TGI	Poliamidas	300–500 µm	Azul; Negro; Rojo	Fibra	Pesca	Savoca et al., 2020
P22	TGI	Poliamidas; Poliéster	500–1000 µm	Blanco	Fibra; Fragmento	Pesca	Seno et al., 2024
P23	TGI	Poliamidas; Poliéster	300–500 µm	Azul; Negro; Rojo	Fibra; Fragmento	Pesca	Sultana et al., 2024
P24	Músculo	Poliiolefinas; Otros	500–1000 µm	Transparente	Película	Pesca	Wu et al., 2020

P25	TGI	Poliestirenos	>1000 µm	Azul	Fibra; Fragmento	Pesca	Yu et al., 2022
P26	TGI	Poliolefinas; Otros	500–1000 µm	Transparente; Verde	Espuma	Domésticos	Pan et al., 2022
P27	TGI	Poliamidas	>1000 µm	Transparente	Fibra; Fragmento	Domésticos	Ríos et al., 2020
P28	TGI	Poliolefinas	>1000 µm	Azul; Negro; Rojo	Filamento	Pesca	Rochman et al., 2015
P29	Músculo	Poliamidas	500–1000 µm	Transparente; Verde	Película	Pesca	Selvam et al., 2021
P30	TGI	Otros	300–500 µm	Transparente	Película; Pellet	Pesca	Wang et al., 2021
P31	Piel; Branquias	Poliéster	300–500 µm	Rojo	Fragmento	Pesca	Rummel et al., 2016
P32	TGI	Poliamidas; Poliéster	100–300 µm	Azul; Negro; Rojo	Película	Pesca	Sánchez-Guerrero-Hernández et al., 2023
P33	Músculo	Poliéster	300–500 µm	Transparente	Fibra; Fragmento	Pesca	Valente et al., 2023
P34	Estómago	Poliamidas; Poliéster	>1000 µm	Transparente	Película	Pesca	Wu et al., 2020
P35	Piel; Branquias	Poliamida; Poliéster	500–1000 µm	Transparente; Verde	Película	Domésticos	Feng et al., 2019
P36	Branquias	Poliestirenos	500–1000 µm	Azul; Negro; Rojo	Pellet	Domésticos	Nithin et al., 2022
P37	Estómago	Poliolefinas; Otros	>1000 µm	Naranja	Fibra; Fragmento	Domésticos	Renzi et al., 2018
P38	Estómago	Poliolefinas	500–1000 µm	Blanco; Amarillo	Filamento; Esfera	Pesca	Tanaka et al., 2016
P39	Estómago	Poliéster	100–300 µm	Verde	Fibra; Fragmento	Domésticos	Digka et al., 2018
P40	Estómago	Poliestirenos	500–1000 µm	Blanco; Amarillo	Película; Pellet	Domésticos	Jimenez-Cárdenas et al., 2022
P41	Músculo	Acrílicos y derivados	300–500 µm	Transparente; Verde	Fibra	Pesca	Lopes et al., 2023
P42	Piel	Poliuretanos; Acrílicos	300–500 µm	Azul; Negro; Rojo	Fibra	Pesca	Savoca et al., 2020
P43	Branquias	Poliéster	300–500 µm	Transparente	Fibra; Fragmento	Domésticos	Valente et al., 2023
P44	Piel	Poliestirenos	>1000 µm	Amarillo	Película	Domésticos	Fang et al., 2019
P45	Branquias	Poliéster	300–500 µm	Transparente	Fibra	Turismo	Lopes et al., 2023
P46	Hígado	Poliestirenos	300–500 µm	Verde	Fragmento	Domésticos	Rummel et al., 2016
P47	Músculo	Poliuretanos	300–500 µm	Naranja; Morado	Película	Pesca	Sultana et al., 2024

Anexo 8. Puntuación de escenarios probables representativos asociados al consumo de microplásticos en peces pelágicos de zonas costeras.

Escenarios	Organismos	Microplásticos					Puntaje total
	Zona de acumulación	Tipo de polímero	Tamaño	Color	Forma	Fuente de origen	
P1	4	4	4	4	4	4	24
P2	4	4	4	4	4	4	24
P3	4	4	4	4	4	4	24
P4	4	4	4	4	4	4	24
P5	4	4	4	4	4	4	24
P6	4	4	4	4	4	4	24
P7	4	4	3	4	4	4	23
P8	3	4	4	4	4	4	23
P9	4	3	4	4	4	4	23
P10	4	4	2	4	4	4	22
P11	4	4	4	4	4	2	22
P12	2	4	4	4	4	4	22
P13	4	4	2	4	4	4	22
P14	3	3	4	4	4	4	22
P15	4	4	2	4	4	4	22
P16	4	4	4	4	4	2	22
P17	4	4	2	4	4	4	22
P18	4	3	3	3	4	4	21
P19	1	4	4	4	4	4	21
P20	4	3	4	2	4	4	21
P21	4	3	2	4	4	4	21
P22	4	3	4	2	4	4	21
P23	4	3	2	4	4	4	21
P24	3	4	4	3	3	4	21
P25	4	2	3	4	4	4	21

Escenarios	Organismos		Microplásticos				Puntaje total
	Zona de acumulación	Tipo de polímero	Tamaño	Color	Forma	Fuente de origen	
P26	4	4	4	3	2	3	20
P27	4	3	3	3	4	3	20
P28	4	4	3	4	1	4	20
P29	3	3	4	3	3	4	20
P30	4	4	2	3	3	4	20
P31	2	3	2	4	4	4	19
P32	4	3	1	4	3	4	19
P33	3	3	2	3	4	4	19
P34	3	3	3	3	3	4	19
P35	2	3	4	3	3	3	18
P36	2	2	4	4	3	3	18
P37	3	4	3	1	4	3	18
P38	3	4	4	2	1	4	18
P39	3	3	1	3	4	3	17
P40	3	2	4	2	3	3	17
P41	3	1	2	3	4	4	17
P42	2	1	2	4	4	4	17
P43	2	3	2	3	4	3	17
P44	2	2	3	2	3	3	15
P45	2	3	2	3	4	1	15
P46	1	2	2	3	4	3	15
P47	3	1	2	1	3	4	14

Anexo 9. Escenarios probables representativos asociados al consumo de microplásticos en peces pelágicos de zonas marino-costeras.

Escenarios	Organismos		Microplásticos				Puntaje
	Zona de acumulación	Tipo de polímero	Tamaño	Color	Forma	Fuente de origen	
P1	4	4	4	4	4	4	24
P7	4	4	3	4	4	4	23
P8	3	4	4	4	4	4	23
P18	4	3	3	3	4	4	21
P26	4	4	4	3	2	3	20
P31	2	3	2	4	4	4	19
P32	4	3	1	4	3	4	19
P36	2	2	4	4	3	3	18
P44	2	2	3	2	3	3	15
P45	2	3	2	3	4	1	15
P46	1	2	2	3	4	3	15
P47	3	1	2	1	3	4	14

Nota: La clasificación de los escenarios se estableció según el puntaje total acumulado: ≤ 15 puntos para baja, 16–20 para media y ≥ 21 para alta probabilidad.