

DOI: <https://doi.org/10.63618/omd/revinvlid/v1/n1/6>

# Impactos ambientales, bioacumulación y estrategias de mitigación de los microplásticos en ecosistemas acuáticos.

## *Environmental impacts, bioaccumulation, and mitigation strategies for microplastics in aquatic ecosystems.*

Zapata-Velasco, Mayra Lisette <sup>1</sup>; Hidalgo-Zambrano, Katherin Clarita <sup>2</sup>.

<sup>1</sup> Universidad Estatal del Sur de Manabí; Ecuador; <https://orcid.org/0000-0003-1578-3776>; [mayra.zapata@unesum.edu.ec](mailto:mayra.zapata@unesum.edu.ec).

<sup>2</sup> Investigador Independiente; Ecuador ; <https://orcid.org/0009-0003-1132-190X>; [kateclarita@hotmail.com](mailto:kateclarita@hotmail.com).

**Cita:** Zapata-Velasco, M. L., & Hidalgo-Zambrano, K. C. (2024). Impactos ambientales, bioacumulación y estrategias de mitigación de los microplásticos en ecosistemas acuáticos. *Revista De Investigación Y Liderazgo*, 1(1), 1-15. <https://doi.org/10.63618/omd/revinvlid/v1/n1/6>

### Resumen

La contaminación por microplásticos en ecosistemas acuáticos constituye una presión ambiental creciente en Ecuador y Latinoamérica, debido a su persistencia, movilidad y presencia en agua superficial, sedimentos, lodos de manglar y organismos acuáticos. El objetivo del estudio fue analizar los impactos ambientales, la bioacumulación y las estrategias de mitigación de los microplásticos en ecosistemas acuáticos, con énfasis en fuentes, matrices, efectos y brechas de gestión. La metodología se desarrolló mediante un enfoque cualitativo, documental, no experimental y exploratorio, basado en el análisis de literatura científica y técnica publicada sobre microplásticos en ambientes continentales, estuarinos y marino-costeros. Los resultados evidencian que las principales rutas de ingreso corresponden a residuos plásticos mal gestionados, descargas urbanas, aguas residuales, pesca, acuicultura y transporte hidrológico; además, se identificó exposición biológica en organismos acuáticos, aunque la biomagnificación regional aún no puede afirmarse de manera concluyente. La discusión muestra que las limitaciones metodológicas, territoriales e institucionales dificultan la comparación de estudios y la formulación de políticas ambientales robustas. Se concluye que la mitigación requiere monitoreo estandarizado, reducción en la fuente, tratamiento de aguas residuales, gestión integral de residuos y economía circular.

**Palabras clave:** microplásticos; ecosistemas acuáticos; bioacumulación; contaminación ambiental; mitigación.

### Abstract

Microplastic pollution in aquatic ecosystems represents a growing environmental pressure in Ecuador and Latin America, due to its persistence, mobility, and presence in surface water, sediments, mangrove mud, and aquatic organisms. The objective of the study was to analyze the environmental impacts, bioaccumulation, and mitigation strategies related to microplastics in aquatic ecosystems, with an emphasis on sources, matrices, effects, and management gaps. The methodology employed a qualitative, documentary, non-experimental, and exploratory approach, based on an analysis of published scientific and technical literature on microplastics in continental, estuarine, and marine-coastal environments. The results show that the main entry routes correspond to poorly managed plastic waste, urban discharges, wastewater, fishing, aquaculture, and hydrological transport; furthermore, biological exposure in aquatic organisms was identified, although regional biomagnification cannot yet be conclusively confirmed. The discussion shows that methodological, territorial, and institutional limitations hinder the comparison of studies and the formulation of robust environmental policies. It is concluded that mitigation requires standardized monitoring, source reduction, wastewater treatment, integrated waste management, and a circular economy.

**Keywords:** microplastics; aquatic ecosystems; bioaccumulation; environmental pollution; mitigation.

## 1. Introducción

Los microplásticos (partículas plásticas menores de 5 mm) han pasado de ser un residuo visible de la economía lineal a constituir una fracción persistente, móvil y biológicamente disponible de la contaminación acuática. A escala global, en 2019 se estimó que 6,1 millones de toneladas de residuos plásticos se filtraron hacia ríos, lagos y océanos, mientras que los sistemas fluviales acumulaban cerca de 109 millones de toneladas y los océanos alrededor de 30 millones de toneladas de plástico (OECD, 2022). En Ecuador y Latinoamérica, este fenómeno adquiere especial relevancia por la dependencia social y productiva de ríos, estuarios, humedales, manglares, pesquerías y acuicultura, de modo que la unidad de análisis de este estudio se delimita a ecosistemas acuáticos continentales y costeros, considerando agua superficial, sedimentos, biota y zonas de transición estuarina (Vélez-Terreros et al., 2024; Orón-Návar et al., 2022). Esta delimitación resulta pertinente porque los microplásticos no solo reflejan patrones de consumo y gestión de residuos, sino también presiones urbanas, descargas de aguas residuales, actividades pesqueras y cadenas productivas vinculadas al territorio (Jambeck et al., 2015).

La evidencia disponible muestra que la contaminación por microplásticos en ecosistemas acuáticos latinoamericanos no es homogénea, sino que responde a la cercanía de centros urbanos, infraestructura sanitaria insuficiente, prácticas de disposición inadecuada y actividades económicas que dependen directamente del agua. En el humedal La Segua, en Ecuador, se reportaron microplásticos suspendidos en los 16 puntos muestreados, con concentraciones entre 313 y 490 partículas por litro, además de razones microplásticos/zooplankton que variaron entre 0,3 y 441 partículas por individuo, lo que sugiere una posible interferencia en la alimentación de organismos filtradores y consumidores de partículas en suspensión (López et al., 2023). En el Golfo de Guayaquil, los microplásticos fueron identificados en agua, sedimentos, lodo de manglar y arena, con mayores frecuencias cerca de zonas urbanas y fuentes probables asociadas a aguas residuales, embarcaciones y camaroneras (Arteaga et al., 2024). Si estas rutas de emisión no se controlan, los costos ecológicos pueden trasladarse a la pesca, la inocuidad alimentaria, el turismo y la salud pública, ámbitos que dependen de servicios ecosistémicos cuyo deterioro por plásticos marinos se ha estimado globalmente entre USD 500.000 millones y USD 2,5 billones anuales (Beaumont et al., 2019).

La bioacumulación de microplásticos constituye un eje crítico porque conecta la contaminación ambiental con la transferencia trófica y la exposición humana, aunque la literatura aún distingue entre ingestión, acumulación tisular, retención temporal y biomagnificación, procesos que no siempre se demuestran con la misma robustez metodológica. Diversos estudios han documentado la ingestión de microplásticos por invertebrados y peces, así como efectos subletales relacionados con estrés fisiológico, alteraciones alimentarias y transporte de contaminantes adsorbidos, incluidos compuestos orgánicos persistentes y aditivos plásticos (Wright et al., 2013; Rochman et al., 2013). En Ecuador, la revisión más reciente señala que los microplásticos han sido detectados en matrices ambientales, biota y alimentos, pero advierte que los estudios son todavía limitados y se concentran principalmente en aguas superficiales costeras, sedimentos y productos alimentarios (Vélez-Terreros et al., 2024). Esta situación exige cautela interpretativa: la presencia de partículas en organismos no equivale

automáticamente a daño poblacional, pero sí representa una señal de riesgo ecológico cuando coincide con alta exposición, persistencia ambiental y dependencia comunitaria de recursos hidrobiológicos (Cole et al., 2011; Orona-Návar et al., 2022).

La revisión crítica de la literatura permite identificar una brecha regional relevante: América Latina y el Caribe aportan apenas cerca del 5 % de la producción científica global sobre microplásticos, con una concentración marcada en Brasil, Chile y México, mientras que países megadiversos y altamente dependientes de ecosistemas acuáticos, como Ecuador, presentan menor densidad de estudios comparables y longitudinales (Orona-Návar et al., 2022). Además, los estudios regionales suelen diferir en técnicas de muestreo, tamaños de malla, criterios visuales de identificación, confirmación química por FTIR o Raman y unidades de reporte, lo que dificulta comparar concentraciones entre ríos, humedales, estuarios y zonas marinas (López et al., 2023; Vélez-Terreros et al., 2024). Esta falta de estandarización limita la capacidad institucional para priorizar fuentes, estimar riesgos y diseñar políticas costo-efectivas, especialmente cuando la contaminación se vincula con aguas residuales, residuos sólidos, acuicultura y pesca artesanal (Arteaga et al., 2024). En consecuencia, el vacío no es solo empírico, sino también metodológico y decisional, porque impide convertir hallazgos dispersos en indicadores útiles para monitoreo ambiental, gestión pública y prevención sanitaria (OECD, 2022).

La conveniencia de estudiar los impactos ambientales, la bioacumulación y las estrategias de mitigación de los microplásticos radica en que el problema ya no puede abordarse únicamente como limpieza de residuos visibles, sino como gestión integral de fuentes, polímeros, rutas de exposición y efectos ecológicos acumulativos. Los escenarios internacionales muestran que una transformación sistémica basada en reducción, rediseño, reutilización, reciclaje y control de residuos heredados podría reducir la contaminación plástica hasta en 80 % hacia 2040, siempre que las medidas se apliquen de forma coordinada y con cambios regulatorios y de mercado profundos (UNEP, 2023; Lau et al., 2020). Desde una perspectiva aplicada, Ecuador dispone de escenarios de estudio viables humedales Ramsar, estuarios urbanos, zonas de manglar, ríos costeros y áreas de acuicultura donde pueden integrarse datos ambientales, revisión documental y criterios éticos de bajo riesgo al trabajar con información secundaria y matrices no humanas sensibles (López et al., 2023; Arteaga et al., 2024). Por ello, el propósito del artículo es analizar los impactos ambientales, la bioacumulación y las estrategias de mitigación de los microplásticos en ecosistemas acuáticos de Ecuador y Latinoamérica; de manera específica, se busca determinar las principales fuentes, matrices y efectos reportados, y comparar estrategias de mitigación según su pertinencia ambiental, viabilidad institucional y potencial de reducción del riesgo (Vélez-Terreros et al., 2024).

La contribución esperada de este estudio consiste en articular evidencia dispersa sobre contaminación, bioacumulación y mitigación en un marco analítico útil para ecosistemas acuáticos latinoamericanos, con énfasis en Ecuador como caso ambientalmente estratégico por su conectividad entre Andes, costa, Amazonía, humedales, manglares y sistemas insulares. Su originalidad se sustenta en integrar tres dimensiones que suelen examinarse por separado: la magnitud ambiental del problema, los mecanismos de exposición biológica y las respuestas de gestión orientadas a prevención, monitoreo y economía circular (Beaumont et al., 2019; OECD, 2022; UNEP, 2023). Esta integración

permitirá superar la lectura fragmentada de los microplásticos como simples partículas contaminantes y avanzar hacia una comprensión más útil para la toma de decisiones, donde los valores de concentración, las rutas de bioacumulación y la eficacia de las medidas de reducción se interpreten conjuntamente (Cole et al., 2011; Rochman et al., 2013). De este modo, el artículo aporta valor teórico al precisar relaciones entre fuentes, matrices y efectos, valor metodológico al ordenar criterios comparables de análisis, y relevancia social al orientar acciones que protejan biodiversidad, seguridad alimentaria y servicios ecosistémicos en territorios acuáticos vulnerables (Orona-Návar et al., 2022; Vélez-Terreros et al., 2024).

## 2. Materiales y Métodos

La investigación se estructuró desde una lógica cualitativa porque el interés central no fue medir experimentalmente la concentración de microplásticos, sino interpretar críticamente cómo la literatura científica describe sus impactos ambientales, sus rutas de bioacumulación y las estrategias de mitigación aplicables a ecosistemas acuáticos de Ecuador y Latinoamérica. Esta decisión metodológica resulta coherente con un problema en el que las evidencias se encuentran dispersas entre estudios de agua superficial, sedimentos, biota, alimentos, humedales, estuarios y zonas marino-costeras, lo que exige integrar significados, patrones y relaciones antes que producir estimaciones primarias de laboratorio (Creswell & Poth, 2018; Vélez-Terreros et al., 2024). El análisis cualitativo permitió ordenar la información disponible en torno a categorías ambientales, biológicas e institucionales, considerando que el estudio documental es pertinente cuando los textos científicos y técnicos constituyen la fuente principal para reconstruir un fenómeno complejo (Bowen, 2009).

La estrategia de indagación se mantuvo no experimental, ya que no se manipularon variables ambientales ni se intervinieron ecosistemas acuáticos; en su lugar, se examinó evidencia publicada sobre matrices ambientales y organismos expuestos a microplásticos en condiciones previamente registradas por otros estudios. El diseño se asumió como transversal en la recolección documental, debido a que el corpus se delimitó en un momento específico de búsqueda, aunque incorporó una lectura longitudinal de la producción científica al revisar publicaciones emitidas durante el periodo 2011–2026, con énfasis en estudios recientes de Ecuador y América Latina. Esta combinación permitió reconocer tendencias temporales sin atribuir causalidad directa ni sustituir el monitoreo ambiental in situ, una precaución necesaria porque los métodos de muestreo, identificación y cuantificación de microplásticos han variado ampliamente entre investigaciones (Hidalgo-Ruz et al., 2012; Cowger et al., 2020).

El trabajo se desarrolló como investigación documental, sustentada en la recuperación, selección y análisis de artículos científicos, revisiones, informes técnicos y documentos institucionales relacionados con microplásticos en ríos, humedales, estuarios, manglares, zonas costeras, sedimentos y organismos acuáticos. Para organizar la búsqueda se consideraron bases de datos y repositorios académicos como Scopus, Web of Science, ScienceDirect, PubMed, SciELO y Google Scholar, usando combinaciones en español e inglés de términos como “microplastics”, “bioaccumulation”, “aquatic ecosystems”, “Ecuador”, “Latin America”, “mitigation”, “sediments”, “fish” y “mangroves”. La selección priorizó documentos revisados por pares, publicados entre

2011 y 2026, con información explícita sobre fuente contaminante, matriz analizada, tipo de polímero, tamaño de partícula, efecto ambiental o medida de mitigación. Se excluyeron textos sin trazabilidad metodológica, duplicados, opiniones no académicas y documentos que abordaran plásticos sin referencia específica a microplásticos menores de 5 mm (Hartmann et al., 2019; Page et al., 2021).

La unidad de análisis estuvo conformada por documentos científicos y técnicos sobre ecosistemas acuáticos de Ecuador y Latinoamérica, mientras que las unidades temáticas correspondieron a fuentes de emisión, matrices ambientales, mecanismos de bioacumulación, efectos ecológicos y estrategias de mitigación. El procedimiento analítico articuló razonamiento inductivo y deductivo: de forma deductiva se partió de categorías derivadas de la literatura sobre impacto ambiental, bioacumulación y mitigación; de forma inductiva se incorporaron subcategorías emergentes, como diferencias metodológicas en la identificación de partículas, limitaciones institucionales para el monitoreo y vacíos territoriales en países con menor producción científica. Esta articulación es pertinente porque el análisis de contenido cualitativo admite categorías predefinidas y emergentes, especialmente cuando se busca interpretar patrones en textos científicos heterogéneos (Elo & Kyngäs, 2008; Braun & Clarke, 2006).

La información se procesó mediante una matriz de extracción organizada por autor, año, país, ecosistema, matriz ambiental, organismo estudiado, método de identificación, principales hallazgos, limitaciones declaradas y estrategia de mitigación propuesta. A partir de esa matriz se realizó una codificación temática orientada a identificar convergencias, discrepancias y vacíos, sin convertir los resultados en una síntesis estadística ni en un metaanálisis, debido a la heterogeneidad de unidades de medición, técnicas analíticas y escalas espaciales reportadas en la literatura. El alcance fue exploratorio porque el objetivo consistió en mapear y relacionar evidencia disponible, no en estimar prevalencias regionales, medir concentraciones actuales ni inferir causalidad entre exposición y daño ecológico. Esta decisión metodológica se justifica porque la investigación sobre microplásticos requiere comparabilidad y transparencia antes de avanzar hacia modelos explicativos robustos (Cowger et al., 2020; Orona-Návar et al., 2022).

La calidad del análisis se resguardó mediante lectura iterativa, registro de decisiones de inclusión y exclusión, triangulación entre evidencia empírica, revisiones regionales y documentos metodológicos, además de una verificación de coherencia entre citas, categorías y conclusiones. La credibilidad se fortaleció al contrastar estudios específicos de Ecuador, como los hallazgos reportados para el humedal La Segua y el Golfo de Guayaquil, con revisiones latinoamericanas y guías internacionales sobre reporte metodológico en microplásticos (López et al., 2023; Vélez-Terreros et al., 2024). Al tratarse de una investigación documental basada en fuentes públicas, no se involucró experimentación con seres humanos ni manipulación de fauna, aunque se mantuvieron criterios éticos de integridad académica, atribución correcta, no fabricación de datos y diferenciación entre evidencia confirmada e inferencias interpretativas. Esta orientación permite producir una síntesis útil para estudios posteriores de monitoreo, evaluación de riesgo y diseño de políticas ambientales en ecosistemas acuáticos (Nowell et al., 2017; Bowen, 2009).

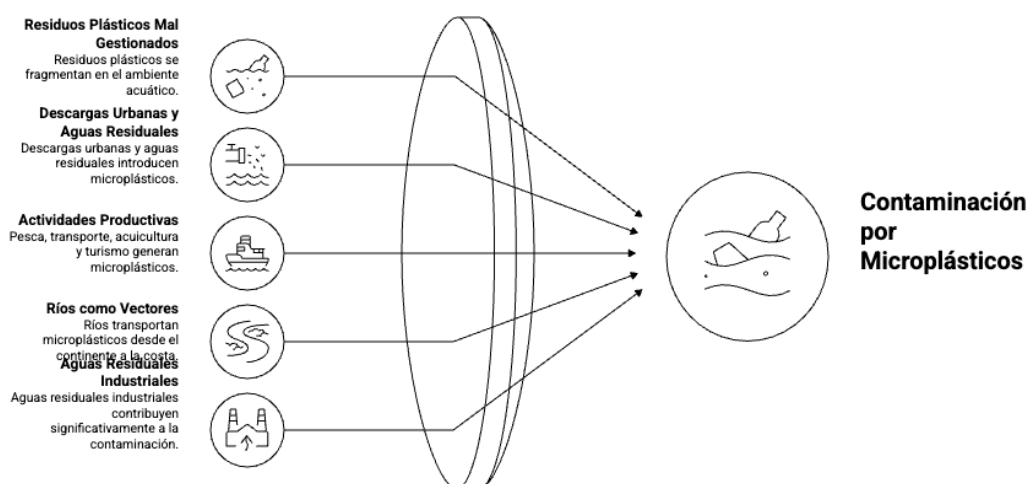
### 3. Resultados

#### Fuentes, rutas de ingreso y matrices ambientales de microplásticos en ecosistemas acuáticos

Los resultados del análisis documental evidencian que las fuentes de microplásticos en ecosistemas acuáticos de Ecuador y Latinoamérica se organizan alrededor de tres rutas dominantes: residuos plásticos mal gestionados que se fragmentan en el ambiente, descargas urbanas y aguas residuales, y actividades productivas asociadas al uso directo del agua, como pesca, transporte fluvial, acuicultura y turismo costero. Esta distribución confirma que los microplásticos no ingresan por una sola vía, sino mediante una combinación de fuentes puntuales y difusas que conectan ciudades, ríos, estuarios, manglares, playas y zonas marino-costeras. En la literatura revisada, los ríos aparecen como vectores estratégicos porque transportan partículas desde fuentes continentales hacia ambientes costeros, mientras que las aguas residuales, los desbordes de alcantarillado, los residuos industriales y la fragmentación de plásticos mayores explican una parte sustantiva de la carga contaminante observada en aguas superficiales (Capparelli et al., 2021; Jambeck et al., 2015).

**Figura 1**

*Rutas dominantes del microplásticos*



*Nota:* Autores (2024)

En el caso ecuatoriano, la evidencia disponible muestra una concentración inicial de estudios en matrices ambientales costeras, especialmente agua superficial, sedimentos y alimentos, lo que sugiere que el problema ha sido abordado principalmente desde zonas donde convergen presión urbana, actividad pesquera, turismo, acuicultura y deficiencias de saneamiento. La revisión nacional más reciente indica que los microplásticos han sido identificados en todas las muestras consideradas por los estudios ecuatorianos revisados, y vincula esta presencia con manejo insuficiente de residuos sólidos, ausencia o debilidad de políticas de tratamiento de aguas residuales y actividades antropogénicas como pesca artesanal y acuicultura. Este patrón permite inferir que las rutas de ingreso no dependen únicamente del consumo urbano, sino también de cadenas productivas que emplean plásticos, redes, empaques, recipientes, fibras y materiales sintéticos expuestos a degradación física y ambiental (Vélez-Terreros et al., 2024).

La evidencia en sistemas continentales es particularmente relevante porque confirma que los humedales de agua dulce también funcionan como receptores y zonas de retención de microplásticos. En el humedal La Segua, provincia de Manabí, se detectaron microplásticos suspendidos sospechosos en los 16 puntos de muestreo, con concentraciones entre 313 y 490 partículas por litro; además, los fragmentos fueron la categoría dominante, seguidos por fibras, películas y pellets. La distribución espacial mostró mayores concentraciones en la costa oriental y en el centro del humedal, lo cual fue interpretado como una señal compatible con actividades humanas locales alrededor del sistema, entre ellas agricultura, acuicultura, pesca y manejo insuficiente de residuos. Este resultado es crítico porque las concentraciones reportadas superan el umbral de 300 partículas por litro y fueron comparadas por los autores con rangos mundiales en agua dulce usualmente inferiores a 270 partículas por litro, aunque el estudio advierte que la identificación fue visual y no incluyó confirmación química de polímeros (López et al., 2023).

En la costa norte de Ecuador, el estudio realizado en la provincia de Esmeraldas refuerza la idea de una contaminación extendida y de origen múltiple. En esa investigación se analizaron 24 muestras de agua superficial, 14 provenientes de aguas costeras y 10 de ríos que drenan hacia la costa, y se registraron 1.706 microplásticos en total. Los tipos más abundantes fueron fibras transparentes, fragmentos marrones, fragmentos grises, fragmentos transparentes y fragmentos negros, que juntos representaron el 84 % del conteo total; además, las fibras transparentes alcanzaron por sí solas el 29 % del total, mientras que los fragmentos y fibras representaron el 61 % y 36 %, respectivamente. Aunque las aguas costeras presentaron cantidades significativamente mayores que los ríos, no se observaron diferencias claras entre playas con mayor y menor urbanización, lo que sugiere transporte desde múltiples fuentes y no solo contaminación local inmediata (Capparelli et al., 2021).

Los resultados estuarinos muestran una dinámica aún más compleja, porque en estos sistemas confluyen descargas urbanas, sedimentos finos, circulación mareal, actividades portuarias, manglares y producción acuícola. En el Golfo de Guayaquil, específicamente a lo largo del Estero Salado, los microplásticos fueron detectados en todas las muestras de agua, sedimentos, lodo de manglar y arena; en agua predominaron pellets y partículas transparentes, mientras que en matrices sólidas fueron más comunes los fragmentos y partículas plateadas. El resumen del estudio reporta 237,490 MP/L para morfología tipo pellet y 252,990 MP/L para partículas transparentes en agua, así como 27,330 MP/m<sup>3</sup> para fragmentos y 25,310 MP/kg para partículas plateadas en muestras sólidas; los polímeros más frecuentes fueron policarbonato, poliestireno y polipropileno. La mayor frecuencia cerca de Guayaquil y la menor hacia la boca del estuario respaldan la interpretación de fuentes asociadas a aguas residuales urbanas, embarcaciones y camaroneras (Arteaga et al., 2024).

La matriz sedimento aparece como un compartimento clave para interpretar rutas de acumulación, porque integra partículas que se hunden, se adhieren a materia orgánica o quedan retenidas en zonas de baja energía hidrodinámica, como manglares, esteros, fondos blandos y madrigueras de organismos bentónicos. En Isla Santay, un sitio Ramsar localizado en el estuario del río Guayas, se reportaron concentraciones de microplásticos de  $660 \pm 174,36$  ítems/kg en sedimentos húmedos de madrigueras y  $26 \pm 1$  ítems/L en agua, además de presencia de partículas en tejidos de cangrejos

violinistas. Aunque este hallazgo se relaciona también con bioacumulación, para este subtema resulta importante porque confirma que las matrices agua-sedimento-biota están conectadas y que los sedimentos no deben interpretarse como depósitos pasivos, sino como reservorios que pueden redistribuir partículas hacia organismos bentónicos y redes tróficas estuarinas (Villegas et al., 2021).

La lectura integrada de los estudios permite establecer que el agua superficial funciona como matriz de exposición inmediata y transporte, los sedimentos como matriz de acumulación y memoria ambiental, el lodo de manglar como zona de retención estuarina, y la biota como indicador de contacto ecológico con partículas disponibles. Esta organización coincide con revisiones regionales que señalan que América Latina y el Caribe aún presentan una producción científica desigual sobre microplásticos, con predominio de estudios de ocurrencia y distribución en agua, sedimentos y organismos, pero con limitaciones para comparar resultados por diferencias en métodos de muestreo, identificación y unidades de reporte. Por ello, los resultados del primer subtema indican que la contaminación por microplásticos en ecosistemas acuáticos de Ecuador y Latinoamérica debe entenderse como un proceso multifuente, multimatriz y espacialmente conectado, donde las descargas urbanas, la gestión deficiente de residuos, las actividades acuícolas y pesqueras, y el transporte hidrológico explican la presencia recurrente de partículas en ambientes continentales, estuarinos y marino-costeros (Orona-Návar et al., 2022; Hidalgo-Ruz et al., 2012; Hartmann et al., 2019).

### **Impactos ambientales y bioacumulación de microplásticos en organismos acuáticos**

Los resultados del análisis documental muestran que los impactos ambientales de los microplásticos se concentran en tres procesos interrelacionados: ingestión por organismos acuáticos, retención o acumulación en estructuras biológicas y transferencia dentro de redes tróficas. En ecosistemas ecuatorianos, la evidencia más directa procede del humedal La Segua, donde las partículas suspendidas alcanzaron entre 313 y 490 partículas/L y la razón microplásticos/zooplancton varió entre 0,3 y 441 partículas por individuo, lo que sugiere una alta probabilidad de confusión alimentaria para organismos filtradores y consumidores de material particulado (López et al., 2023). Esta exposición puede alterar la eficiencia de alimentación, incrementar el gasto energético y desplazar recursos naturales de la dieta, especialmente en sistemas donde peces, crustáceos y zooplancton sostienen pesquerías artesanales, acuicultura y servicios ecosistémicos locales (Wright et al., 2013; López et al., 2023).

La bioacumulación observada en organismos acuáticos debe interpretarse con cautela, porque la literatura diferencia entre ingestión, presencia en tracto digestivo, retención en tejidos y biomagnificación, procesos que no siempre se demuestran con el mismo nivel de evidencia. En Isla Santay, estuario del río Guayas, se encontraron microplásticos en tejidos de cangrejos violinistas *Leptuca festae* y *Minuca ecuadoriensis*, con mayor abundancia en branquias, seguida del tracto digestivo y hepatopáncreas, mientras las madrigueras presentaron  $660 \pm 174,36$  ítems/kg en sedimentos húmedos y  $26 \pm 1$  ítems/L en agua (Villegas et al., 2021). Este patrón indica exposición crónica y contacto directo entre sedimento, agua y organismos bentónicos, pero no permite afirmar biomagnificación regional sin estudios tróficos comparables, mediciones longitudinales y confirmación química homogénea de polímeros (Villegas et al., 2021; Vélez-Terreros et al., 2024).

**Tabla 1**  
*Impactos ambientales y bioacumulación*

| Evidencia analizada                                                                                                                                                                                                             | Organismos o matriz biológica                                 | Impacto ambiental asociado                                                               | Interpretación para Ecuador y Latinoamérica                                                                              |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Razón microplásticos/zooplancton entre 0,3 y 441 partículas/individuo en el humedal La Segua (López et al., 2023).                                                                                                              | Zooplancton, filtradores consumidores partículas suspendidas. | peces Mayor probabilidad y de ingestión de accidental sustitución de alimento natural.   | Los humedales continentales pueden funcionar como zonas de exposición directa para cadenas tróficas dulceacuícolas.      |
| Microplásticos en branquias, tracto digestivo y hepatopáncreas de <i>Leptuca festae</i> y cangrejos violinistas en Isla Santay <i>Minuca ecuadoriensis</i> . (Villegas et al., 2021).                                           |                                                               | Retención en órganos vinculados con respiración, alimentación y metabolismo.             | Los organismos bentónicos pueden actuar como bioindicadores de contaminación en estuarios y manglares.                   |
| Transferencia experimental de microplásticos desde mejillones hacia Moluscos bivalvos y cangrejos, con máximo en hemolinfa crustáceos a las 24 h y disminución casi total a depredadores. los 21 días (Farrell & Nelson, 2013). |                                                               | Transferencia trófica temporal entre presas y consumidores.                              | La transferencia es posible, pero la permanencia depende de depuración, tamaño de partícula y fisiología del organismo.  |
| Acumulación de microplásticos de poliestireno en peces cebra y efectos hepáticos en estudios experimentales condiciones (Lu et al., 2016; Rochman et al., controladas. 2013).                                                   | Peces expuestos en condiciones                                | Estrés oxidativo, daño intestinal, alteraciones hepáticas y transporte de contaminantes. | Los efectos subletales son plausibles, aunque deben validarse con especies nativas y condiciones ambientales regionales. |
| Ingestión y transferencia de microplásticos en redes planctónicas (Setälä et al., 2014).                                                                                                                                        | Mesozooplancton y macrozooplancton.                           | Movimiento de partículas entre niveles tróficos bajos.                                   | Las bases de la red de alimentaria acuática pueden ser una vía temprana de dispersión biológica de microplásticos.       |

Nota: Autores (2024)

Los efectos ecológicos más consistentes se relacionan con daño físico, falsa saciedad, reducción de la alimentación, estrés fisiológico y posible transporte de contaminantes adsorbidos, aunque la intensidad del impacto depende del tamaño, forma, concentración, polímero, tiempo de exposición y capacidad de eliminación de cada organismo. En estudios experimentales, la transferencia de microplásticos entre niveles tróficos ha sido demostrada en organismos planctónicos y en el sistema mejillón-cangrejo, mientras que en peces se han descrito efectos hepáticos y acumulación tisular bajo condiciones controladas (Farrell & Nelson, 2013; Setälä et al., 2014; Lu et al., 2016; Rochman et al., 2013). En consecuencia, los resultados regionales no deben extrapolarse mecánicamente desde experimentos de laboratorio, pero sí permiten reconocer mecanismos plausibles de impacto que justifican el monitoreo de especies nativas, organismos filtradores, peces de consumo y crustáceos asociados a sedimentos contaminados (Wright et al., 2013; Orón-Návar et al., 2022).

La síntesis del subtema confirma que los microplásticos representan una presión ambiental acumulativa para ecosistemas acuáticos porque conectan matrices físicas — agua, sedimentos y lodos de manglar— con organismos que cumplen funciones ecológicas y económicas. En Ecuador, los datos de La Segua e Isla Santay muestran que la exposición ocurre tanto en humedales de agua dulce como en sistemas estuarinos, lo cual amplía el problema más allá de playas y zonas marinas visibles (López et al., 2023; Villegas et al., 2021). Sin embargo, la evidencia disponible todavía es insuficiente para cuantificar tasas regionales de bioacumulación o biomagnificación, debido a diferencias metodológicas, escasez de estudios longitudinales y limitada cobertura de especies comerciales; por ello, el resultado central es que existe exposición biológica comprobada y riesgo ecológico plausible, pero se requiere mayor estandarización para convertir estos hallazgos en umbrales de gestión ambiental (Vélez-Terreros et al., 2024; Orona-Návar et al., 2022).

### **Brechas metodológicas, territoriales e institucionales en el estudio de microplásticos**

Los resultados del análisis documental muestran que la principal brecha metodológica en el estudio de microplásticos radica en la baja comparabilidad entre investigaciones, debido a diferencias en tamaños de malla, profundidad de muestreo, criterios de clasificación, unidades de reporte y técnicas de identificación. Mientras algunos estudios expresan los resultados en partículas/L, otros lo hacen en ítems/kg, partículas/m<sup>3</sup> o abundancias relativas por organismo, lo que impide construir una línea base regional homogénea para agua, sedimentos y biota. Esta limitación es relevante porque la cuantificación de microplásticos depende directamente del método utilizado: redes con mallas más finas capturan partículas pequeñas que otros diseños no detectan, y la identificación visual puede sobreestimar resultados cuando no se confirma la composición polimérica mediante FTIR, Raman u otras técnicas espectroscópicas (Hidalgo-Ruz et al., 2012; Cowger et al., 2020).

La evidencia revisada también revela una brecha territorial marcada, ya que la producción científica latinoamericana sobre microplásticos se concentra de forma desigual en pocos países y ecosistemas, mientras que zonas megadiversas, humedales interiores, cuencas amazónicas, manglares secundarios y ríos urbanos de menor visibilidad siguen escasamente documentados. En América Latina y el Caribe, la literatura disponible representa cerca del 5 % de la producción científica global sobre microplásticos, con mayor presencia de estudios en Brasil, Chile y México, lo que deja a países como Ecuador con una base empírica todavía limitada para comparar regiones costeras, continentales, amazónicas e insulares (Orona-Návar et al., 2022). Esta desigualdad genera un sesgo geográfico importante, porque los ecosistemas con menor cobertura científica pueden presentar exposición ambiental significativa sin que existan datos suficientes para estimar riesgos, priorizar intervenciones o diseñar monitoreos de largo plazo (Vélez-Terreros et al., 2024).

Las brechas institucionales se relacionan con la ausencia de protocolos nacionales estandarizados, la limitada integración entre universidades, gobiernos locales, laboratorios ambientales y autoridades de control, y la escasa continuidad de los programas de monitoreo. En Ecuador, los estudios disponibles han demostrado presencia de microplásticos en humedales, estuarios, sedimentos, agua superficial y organismos, pero aún no existe una red sistemática que permita evaluar tendencias

temporales, comparar cuencas o vincular concentraciones con fuentes específicas de emisión (López et al., 2023; Villegas et al., 2021; Vélez-Terreros et al., 2024). Esta debilidad institucional reduce la utilidad de los hallazgos científicos para la gestión pública, porque sin series temporales, umbrales de referencia y métodos armonizados resulta difícil transformar datos aislados en indicadores ambientales verificables (Hartmann et al., 2019; Cowger et al., 2020).

La síntesis de resultados permite establecer que las brechas metodológicas, territoriales e institucionales no son problemas separados, sino factores acumulativos que limitan la comprensión integral de los microplásticos en ecosistemas acuáticos. La falta de estandarización afecta la comparación entre matrices; la cobertura territorial desigual impide reconocer patrones regionales; y la débil articulación institucional restringe la aplicación de medidas preventivas, regulatorias y de monitoreo. Por ello, el avance del campo requiere protocolos mínimos compartidos, confirmación química de polímeros, reportes transparentes, inclusión de ecosistemas subrepresentados y sistemas de información ambiental que conecten fuentes, concentraciones, bioacumulación y riesgo ecológico (Cowger et al., 2020; Orona-Návar et al., 2022; Vélez-Terreros et al., 2024).

#### 4. Discusión

Los resultados confirman que la contaminación por microplásticos en ecosistemas acuáticos de Ecuador y Latinoamérica responde a una dinámica multifuente y multimatriz, en la que residuos sólidos mal gestionados, descargas urbanas, aguas residuales, pesca, acuicultura y transporte hidrológico actúan de forma simultánea. Esta interpretación coincide con Jambeck et al. (2015), quienes identifican la mala gestión de residuos plásticos como una de las principales vías de entrada hacia ambientes acuáticos, y con Orona-Návar et al. (2022), quienes describen que en América Latina la contaminación por microplásticos está estrechamente asociada con presión urbana, infraestructura sanitaria insuficiente y limitada capacidad de monitoreo. En el caso ecuatoriano, los hallazgos de Esmeraldas, La Segua, Isla Santay y el Golfo de Guayaquil refuerzan esa lectura, porque muestran presencia de partículas en agua superficial, sedimentos, lodo de manglar y organismos, lo que impide reducir el problema a playas o zonas marinas visibles (Capparelli et al., 2021; López et al., 2023; Villegas et al., 2021; Arteaga et al., 2024). Así, la discusión de los resultados permite sostener que los microplásticos funcionan como indicadores de conectividad ambiental entre fuentes terrestres, sistemas fluviales, humedales, estuarios y ambientes costeros (Vélez-Terreros et al., 2024).

Los resultados sobre impactos ambientales y bioacumulación también son consistentes con investigaciones previas que han documentado ingestión, retención temporal, transferencia trófica y efectos subletales en organismos acuáticos. La presencia de microplásticos en zooplancton, cangrejos violinistas y organismos expuestos en matrices sedimentarias coincide con la evidencia internacional que señala alteraciones alimentarias, daño físico, estrés fisiológico y transporte de contaminantes asociados a partículas plásticas (Wright et al., 2013; Rochman et al., 2013). Sin embargo, los resultados del presente estudio obligan a diferenciar entre presencia, ingestión, bioacumulación y biomagnificación, porque no todos los estudios demuestran transferencia persistente entre niveles tróficos ni acumulación irreversible en tejidos.

Esta cautela coincide con Farrell y Nelson (2013), quienes reportaron transferencia trófica entre mejillones y cangrejos, pero también una disminución posterior de partículas, y con Setälä et al. (2014), quienes evidenciaron transferencia en redes planctónicas sin que ello implique automáticamente efectos poblacionales permanentes. Por tanto, la evidencia ecuatoriana permite afirmar exposición biológica y riesgo ecológico plausible, pero no todavía una biomagnificación regional plenamente demostrada (Villegas et al., 2021; Vélez-Terreros et al., 2024).

Las principales limitaciones del estudio derivan de su naturaleza documental, exploratoria y cualitativa, ya que los resultados dependen de la disponibilidad, calidad y comparabilidad de investigaciones previas. Aunque este abordaje permitió integrar evidencia dispersa y ordenar patrones relevantes, no permitió medir concentraciones actuales, estimar tasas de bioacumulación, establecer relaciones causales ni calcular umbrales de riesgo ecológico para especies nativas. Además, la literatura revisada presenta heterogeneidad en tamaños de malla, técnicas de separación, criterios visuales de identificación, confirmación química de polímeros y unidades de reporte, lo que limita la comparación directa entre estudios realizados en agua, sedimentos, lodos de manglar y biota (Hidalgo-Ruz et al., 2012; Hartmann et al., 2019; Cowger et al., 2020). Esta limitación es especialmente importante en Ecuador, donde varios estudios son recientes, localizados y con cobertura espacial restringida, de modo que los resultados deben interpretarse como una síntesis crítica de tendencias y vacíos, no como una línea base nacional definitiva (López et al., 2023; Arteaga et al., 2024; Vélez-Terreros et al., 2024).

A partir de estas limitaciones, las nuevas investigaciones deberían avanzar hacia diseños comparables, longitudinales y territorialmente equilibrados que integren cuencas continentales, humedales, estuarios, manglares, zonas marino-costeras y sistemas insulares. Resulta prioritario aplicar protocolos armonizados de muestreo y reporte, incorporar confirmación química mediante FTIR o Raman, estandarizar unidades de medición y relacionar las concentraciones ambientales con especies bioindicadoras, organismos de consumo y servicios ecosistémicos relevantes para comunidades locales (Hidalgo-Ruz et al., 2012; Cowger et al., 2020; Hartmann et al., 2019). Además, las investigaciones futuras deberían evaluar la eficacia de estrategias de mitigación en condiciones reales, especialmente reducción en la fuente, tratamiento de aguas residuales, gestión de residuos sólidos, control de plásticos de un solo uso, educación ambiental y economía circular, dado que los escenarios globales sugieren que la reducción sistémica de la contaminación plástica exige intervenciones coordinadas y no acciones aisladas (Lau et al., 2020; OECD, 2022; UNEP, 2023). De este modo, la principal implicación del estudio es que Ecuador y Latinoamérica requieren pasar de diagnósticos fragmentados de ocurrencia hacia programas integrados de monitoreo, prevención y gestión ambiental basados en evidencia comparable (Orona-Návar et al., 2022; Vélez-Terreros et al., 2024).

## 5. Conclusiones

La investigación permite concluir que los microplásticos en ecosistemas acuáticos de Ecuador y Latinoamérica constituyen un problema ambiental multifuente y multimatriz, debido a que su presencia se relaciona con residuos plásticos mal gestionados,

descargas urbanas, aguas residuales, pesca, acuicultura y transporte hidrológico. Los resultados muestran que estas partículas no permanecen en un solo compartimento, sino que se desplazan entre agua superficial, sedimentos, lodos de manglar, humedales, estuarios y organismos acuáticos, lo que evidencia una contaminación ambiental persistente, conectada territorialmente y difícil de controlar mediante acciones aisladas.

El análisis también permite concluir que existe exposición biológica comprobada y riesgo ecológico plausible para organismos acuáticos, especialmente en sistemas donde zooplancton, crustáceos, peces y organismos bentónicos interactúan directamente con partículas suspendidas o sedimentadas. Sin embargo, los resultados obligan a diferenciar entre presencia, ingestión, bioacumulación y biomagnificación, ya que la evidencia regional aún no permite afirmar de forma generalizada una transferencia trófica persistente ni efectos poblacionales concluyentes. Por ello, el aporte central del estudio es reconocer que los microplásticos representan una amenaza ecológica acumulativa, pero que su interpretación debe mantenerse metodológicamente cautelosa.

Se concluye que las principales limitaciones para comprender y gestionar los microplásticos en Ecuador y Latinoamérica son metodológicas, territoriales e institucionales, debido a la falta de protocolos estandarizados, la escasez de estudios longitudinales, la limitada confirmación química de polímeros y la concentración de investigaciones en pocos ecosistemas. En función de los objetivos planteados, el estudio demuestra la necesidad de avanzar hacia monitoreos comparables, integración entre instituciones, evaluación de especies bioindicadoras y estrategias de mitigación centradas en reducción en la fuente, tratamiento de aguas residuales, gestión de residuos sólidos y economía circular.

### Referencias Bibliográficas

- Arteaga, I., Pinos-Vélez, V., Capparelli, M., Moulatlet, G. M., Cipriani-Avila, I., Cabrera, M., Rebolledo, E., Arnés-Urgellés, C., & Cazar, M. E. (2024). *Microplastic occurrence and distribution in the Gulf of Guayaquil, Ecuador. Marine Pollution Bulletin*, 209, 117288. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.117288>
- Beaumont, N. J., Aanesen, M., Austen, M. C., Börger, T., Clark, J. R., Cole, M., Hooper, T., Lindeque, P. K., Pascoe, C., & Wyles, K. J. (2019). Global ecological, social and economic impacts of marine plastic. *Marine Pollution Bulletin*, 142, 189–195. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.022>
- Bowen, G. A. (2009). Document analysis as a qualitative research method. *Qualitative Research Journal*, 9(2), 27–40. <https://doi.org/10.3316/QRJ0902027>
- Braun, V., & Clarke, V. (2006). Using thematic analysis in psychology. *Qualitative Research in Psychology*, 3(2), 77–101. <https://doi.org/10.1191/1478088706qp0630a>
- Capparelli, M. V., Molinero, J., Moulatlet, G. M., Barrado, M., Prado-Alcívar, S., Cabrera, M., Gimiliani, G., Nacato, C., Pinos-Vélez, V., & Cipriani-Avila, I. (2021). Microplastics in rivers and coastal waters of the province of Esmeraldas, Ecuador. *Marine Pollution Bulletin*, 173, 113067. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113067>

- 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>
- Cowger, W., Booth, A. M., Hamilton, B. M., Thaysen, C., Pimpke, S., Munno, K., Lusher, A. L., Dehaut, A., Vaz, V. P., Liboiron, M., Devriese, L. I., Hermabessiere, L., Rochman, C., Athey, S. N., Lynch, J. M., De Frond, H., Gray, A., Jones, O. A. H., Brander, S., ... Nel, H. (2020). Reporting guidelines to increase the reproducibility and comparability of research on microplastics. *Applied Spectroscopy*, 74(9), 1066–1077. <https://doi.org/10.1177/0003702820930292>
- Creswell, J. W., & Poth, C. N. (2018). *Qualitative inquiry and research design: Choosing among five approaches* (4th ed.). SAGE. <https://us.sagepub.com/en-us/nam/qualitative-inquiry-and-research-design/book246896>
- Elo, S., & Kyngäs, H. (2008). The qualitative content analysis process. *Journal of Advanced Nursing*, 62(1), 107–115. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2648.2007.04569.x>
- Farrell, P., & Nelson, K. (2013). Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.). *Environmental Pollution*, 177, 1–3. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.01.046>
- Hartmann, N. B., Hüffer, T., Thompson, R. C., Hassellöv, M., Verschoor, A., Dagaard, A. E., Rist, S., Karlsson, T., Brennholt, N., Cole, M., Herrling, M. P., Hess, M. C., Ivleva, N. P., Lusher, A. L., & Wagner, M. (2019). Are we speaking the same language? Recommendations for a definition and categorization framework for plastic debris. *Environmental Science & Technology*, 53(3), 1039–1047. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05297>
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R. C., & Thiel, M. (2012). Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and quantification. *Environmental Science & Technology*, 46(6), 3060–3075. <https://doi.org/10.1021/es2031505>
- Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., & Law, K. L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347(6223), 768–771. <https://doi.org/10.1126/science.1260352>
- Lau, W. W. Y., Shiran, Y., Bailey, R. M., Cook, E., Stuchtey, M. R., Koskella, J., Velis, C. A., Godfrey, L., Boucher, J., Murphy, M. B., et al. (2020). Evaluating scenarios toward zero plastic pollution. *Science*, 369(6510), 1455–1461. <https://doi.org/10.1126/science.aba9475>
- López, C., Soto, L. M., Acosta, V., Santana-Piñeros, A. M., Cruz-Quintana, Y., Gomes-Barbosa, L., Stamou, G., Karpowicz, M., Michaloudi, E., Domínguez-Granda, L., & Steinitz-Kannan, M. (2023). A first step to assess suspended microplastics in a freshwater wetland from the coastal region of Ecuador. *Frontiers in Environmental Science*, 11, 1028970. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1028970>
- Lu, Y., Zhang, Y., Deng, Y., Jiang, W., Zhao, Y., Geng, J., Ding, L., & Ren, H. (2016). Uptake and accumulation of polystyrene microplastics in zebrafish (*Danio rerio*) and toxic effects in liver. *Environmental Science & Technology*, 50(7), 4054–4060. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b00183>

- Nowell, L. S., Norris, J. M., White, D. E., & Moules, N. J. (2017). Thematic analysis: Striving to meet the trustworthiness criteria. *International Journal of Qualitative Methods*, 16(1), 1–13. <https://doi.org/10.1177/1609406917733847>
- OECD. (2022). *Global Plastics Outlook: Economic drivers, environmental impacts and policy options*. OECD Publishing. <https://doi.org/10.1787/de747aef-en>
- Orona-Návar, C., García-Morales, R., Loge, F. J., Mahlknecht, J., Aguilar-Hernández, I., & Ornelas-Soto, N. (2022). Microplastics in Latin America and the Caribbean: A review on current status and perspectives. *Journal of Environmental Management*, 309, 114698. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114698>
- Page, M. J., McKenzie, J. E., Bossuyt, P. M., Boutron, I., Hoffmann, T. C., Mulrow, C. D., Shamseer, L., Tetzlaff, J. M., Akl, E. A., Brennan, S. E., Chou, R., Glanville, J., Grimshaw, J. M., Hróbjartsson, A., Lalu, M. M., Li, T., Loder, E. W., Mayo-Wilson, E., McDonald, S., ... Moher, D. (2021). The PRISMA 2020 statement: An updated guideline for reporting systematic reviews. *BMJ*, 372, n71. <https://doi.org/10.1136/bmj.n71>
- Rochman, C. M., Hoh, E., Kurobe, T., & Teh, S. J. (2013). Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Scientific Reports*, 3, 3263. <https://doi.org/10.1038/srep03263>
- Setälä, O., Fleming-Lehtinen, V., & Lehtiniemi, M. (2014). Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web. *Environmental Pollution*, 185, 77–83. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.10.013>
- UNEP. (2023). *Turning off the tap: How the world can end plastic pollution and create a circular economy*. United Nations Environment Programme. <https://www.unep.org/resources/turning-off-tap-end-plastic-pollution-create-circular-economy>
- Vélez-Terreros, P. Y., Romero-Estévez, D., & Yáñez-Jácome, G. S. (2024). Microplastics in Ecuador: A review of environmental and health-risk assessment challenges. *Heliyon*, 10(1), e23232. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e23232>
- Villegas, L., Cabrera, M., & Capparelli, M. V. (2021). Assessment of microplastic and organophosphate pesticides contamination in fiddler crabs from a Ramsar site in the estuary of Guayas River, Ecuador. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 107(1), 20–28. <https://doi.org/10.1007/s00128-021-03238-z>
- Wright, S. L., Thompson, R. C., & Galloway, T. S. (2013). The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environmental Pollution*, 178, 483–492. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>

## CONFLICTO DE INTERESES

“Los autores declaran no tener ningún conflicto de intereses”.