Manglar

Manglar 23(3): 309-318 (2026)

Presencia de microplásticos en tres especies de bivalvos en el borde costero de Bajo Alto, El Guabo, Ecuador

Presence of microplastics in three species of bivalves on the coastal edge of Bajo Alto, El Guabo, Ecuador

Priscila Nicole Chalaco-Alvarez[1]; Génesis Dayana Vivanco-Fernández[1]; Alex Dumany Luna-Florin[1*]; Alex Rodrigo Flores-Acosta[1]

1 Carrera de Ingeniería Ambiental, Facultad de Ingeniería Civil, Universidad Técnica de Machala, Machala, Ecuador.

* Autor corresponsal: adluna@utmachala.edu.ec (A. D. Luna-Florin).

ORCID de los autores:
P. N. Chalaco-Alvarez: https://orcid.org/0000-0001-6879-6541
G. D. Vivanco-Fernández: https://orcid.org/0000-0003-2568-3314
A. D. Luna-Florin: https://orcid.org/0000-0003-4975-405X
A. R. Flores-Acosta: https://orcid.org/0009-0009-2123-3341

RESUMEN

La contaminación por microplásticos es una de las principales amenazas para los ecosistemas de manglar, donde estas partículas se acumulan en los sedimentos y se incorporan a las redes tróficas a través de los organismos que allí habitan, debido a su condición de filtradores, los bivalvos retienen microplásticos en sus tejidos y funcionan como bioindicadores confiables de la calidad ambiental costera. El presente estudio determino la presencia de microplásticos en tres especies de bivalvos de consumo humano (*Anadara tuberculosa, Anadara grandis y Mytella guyanensis*) en la comunidad Bajo Alto, El Guabo, Ecuador.Se analizaron 91 individuos. Los microplásticos se extrajeron de los tejidos blandos mediante digestión alcalina y ácida, y se identificaron al microscopio. Se contabilizaron 1413 partículas, predominando los filamentos (739), seguidos de los fragmentos (439) y las películas (235). *Anadara tuberculosa* presentó la mayor carga (845), superando a *Anadara grandis* (523) y a *Mytella guyanensis* (45). Los conteos más elevados se concentraron en Isla de las Aves y Bajo Alto, sitios contiguos a zonas urbanas. Estos hallazgos respaldan la aplicación de métodos estandarizados y protocolos de muestreo replicables, capaces de evidenciar la relación entre la contaminación y la bioacumulación de microplásticos en organismos infaunales.

Palabras clave: microplásticos; contaminación; manglares; bentónicos; extracción.

ABSTRACT

Microplastic pollution is one of the main threats to mangrove ecosystems, where these particles accumulate in sediments and enter food webs through the organisms that live there. Due to their filter-feeding nature, bivalves retain microplastics in their tissues and serve as reliable bioindicators of coastal environmental quality. This study determines the presence of microplastics in three bivalve species consumed by humans (*Anadara tuberculosa, Anadara grandis, and Mytella guyanensis*) in the community of Bajo Alto, El Guabo, Ecuador. Ninety-one individuals were analyzed. Microplastics were extracted from soft tissues using alkaline and acid digestion and identified under a microscope. A total of 1,413 particles were counted, predominantly filaments (739), followed by fragments (439) and films (235). *Anadara tuberculosa* presented the highest microplastic load (845), surpassing *Anadara grandis* (523) and *Mytella guyanensis* (45). The highest counts were concentrated on Isla de las Aves and Bajo Alto, sites adjacent to urban areas. These findings support the application of standardized methods and replicable sampling protocols capable of demonstrating the relationship between pollution and the bioaccumulation of microplastics in infaunal organisms.

Keywords : microplastics; pollution; mangroves; benthic; extraction.

Recibido: 11-05-2026.
Aceptado: 10-09-2026.

Esta obra está publicada bajo la licencia CC BY 4.0

DOI: http://doi.org/10.57188/manglar.2026.028

INTRODUCCIÓN

Los microplásticos son plásticos <5 mm que resultan de la producción intencional (primarios) o de la fragmentación de piezas más grandes (secundarios). Además, los microplásticos son un grupo de sustancias muy heterogéneo, no solo químicamente, en cuanto a sus polímeros, monómeros y aditivos, sino también en términos de forma, que van desde pellets utilizados en la industria manufacturera, micro perlas usadas en cosméticos, hasta fragmentos o fibras sintéticas liberadas de objetos y textiles(Prata et al., 2021)

Estudios recientes en la microcuenca del rio Casacay, provincia de El Oro, han evidenciado la presencia de microplásticos tanto en agua como en agua como sedimentos, con predominancia de fibras sintéticas y concentraciones máximas de 100 unidades en agua y 75en sedimentos (Jimenez Cueva et al., 2026a). Dado que los ríos representan el 80%del aporte de plásticos al océano(Jimenez Cueva et al., 2026a), estos resultados sugirieren una fuente fluvial de contaminación relevante para los sistemas costeros de El Oro, donde se distribuyen las especies de bivalvos estudiadas.

Según el informe Realizado por Heinrich Böll Stiftung Hong Kong Office (2021),la contaminación por plásticos es una problemática mundial, más de 600 especies marinas sufren por la ingestión de plástico, ya que a menudo estas especies ingieren los desechos después de confundir estos con su alimentación principal. Esto abre paso a que la contaminación por microplásticos se consolide como una de las principales amenazas ambientales en ecosistemas marinos y costeros debido a su inocuidad, persistencia y potencial toxicidad(Zhang et al., 2022).

Los fragmentos plásticos derivados de la degradación física y química de plásticos mayores se han detectado en ambientes acuáticos, sedimentos, organismos marinos e incluso en el agua potable y alimentos de consumo humano (Anić et al., 2025).Su capacidad para absorber contaminantes orgánicos persistentes, metales pesados y otros tóxicos agrava los riesgos ecológicos y para la salud humana al actuar como vectores de transporte dentro de las cadenas tróficas (Anić et al., 2025).

Dentro de los organismos marinos, los bivalvos se destacan como bioindicadores eficientes de contaminación por microplásticos debido a su modo de alimentación filtradora, su amplia distribución geográfica y la capacidad para bioacumular partículas suspendidas (Wang et al., 2021).

Según Wang et al. (2021) la absorción biológica de los microplásticos puede llegar a ser selectiva pues generalmente en comparación con otras especies depredadoras, los moluscos llegan a absorber microplásticos con mayor facilidad debido a que su comportamiento de alimentación se da por medio de la filtración. Debido a esto las partículas plásticas con alta presencia, indica que los microplásticos pueden transferirse a la hemolinfa, músculos y otros tejidos como órganos mediante la fagocitosis la gran mayoría de estar partículas plásticas se identifican dentro del cuerpo como elementos extraños y luego son excretados. Esta teoría sugiere que los microplásticos que llegan a alcanzar el tracto digestivo se empaquetan dentro de partículas fecales y se eliminan. Más sin embargo muchos de ellos permanecen dentro del tracto digestivo lo que hace que afecte el microbiota intestinal y dañe sus órganos internos (Wang et al., 2021).

En ecosistemas con alta influencia antropogénica, como puertos y estuarios industriales, los sedimentos funcionan como reservorios persistentes de microplásticos y metales pesados, afectando la estructura de comunidades bentónicas e infaunales (Guerin et al., 2024). En tales escenarios, los organismos bentónicos y filtradores sufren alteraciones fisiológicas, inmunológicas y reproductivas producto de la interacción entre microplásticos y contaminación absorbidos (Wang et al., 2021). La comprensión de esta problemática es crucial para establecer pautas de monitoreo ambiental en contextos de creciente presión industrial urbana.

El presente estudio tiene como objetivo general analizar la presencia, abundancia y características morfológica de los microplásticos en tres especies de bivalvos de consumo humano de las zonas costeras con influencia antropogénica de Bajo Alto-El Guabo, Ecuador. De manera específica, se busca:(i) cuantificar e identificar los morfotipos de microplásticos presentes en los tejidos blandos de *Anadara tuberculosa*, *Anadara grandis* y *Mytella guyanensis*; (ii) comparar su abundancia entre especies y sitio de muestreo; y (iii) evidenciar la relación entre microplásticos en organismos infaunales, mediante la aplicación de métodos estandarizados y protocolos de muestreo replicables.

METODOLOGÍA

Área de estudio

La investigación se desarrolló en el entorno costero de la comuna Bajo Alto, ubicada en el cantón El Guabo, provincia de El Oro, Ecuador. Este sitio forma parte del bioma de bosque seco semideciduo de tierras bajas en la costa ecuatoriana, donde los manglares del sistema Jama, Zapotillo conforman la franja litoral de Bajo Alto (Figura1, Tabla 1), con la existencia de ecosistemas de manglar que se extienden hacia áreas como la Isla de las Aves y La Puntilla. El rango altitudinal oscila entre 0 y 10 metros sobre el nivel del mar, situándose en la interfaz marina continental, con una temperatura media anual de 24 a 26 °C y una humedad relativamente elevada, lo que genera un clima tropical húmedo semiárido, caracterizado por una estación lluviosa moderada (noviembre a mayo) y una seca (junio a octubre), con precipitaciones anuales de 800 mm, lo que desenvuelve un marco óptimo para el desarrollo de los manglares y la economía pesquera y conchera tradicional (GAD Municipal de El Guabo, 2024).

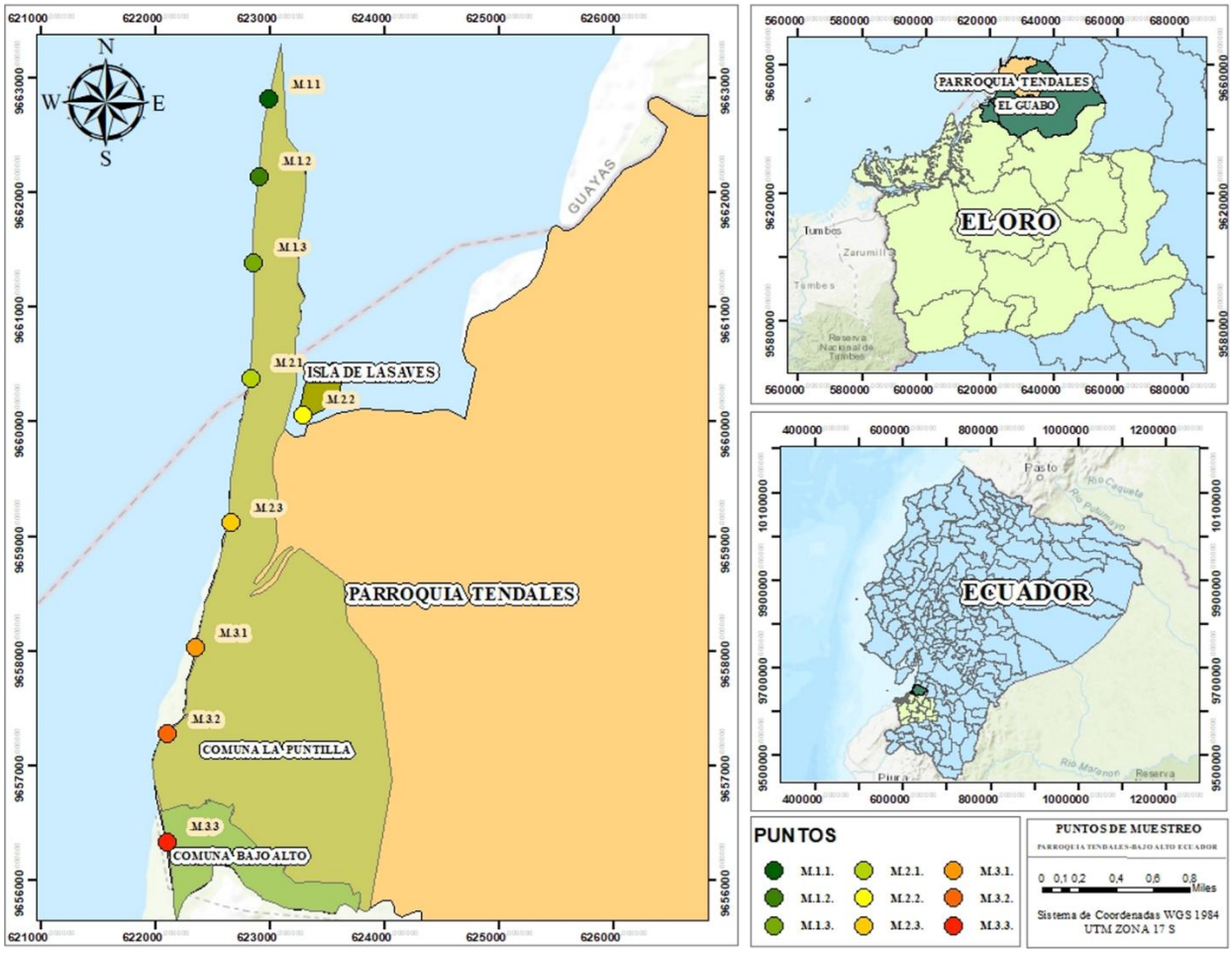


Figura 1. Localización de las áreas de estudio.

Tabla 1
Coordenadas de los puntos y sub puntos en Bajo Alto, la Isla de las Aves y La Puntilla. Ubicada en el cantón El Guabo, provincia de El Oro, Ecuador

Sitio	Punto	Sub punto	Coordenada (X)	Coordenada (Y)
La Puntilla	*M.1.*	*M.1.1.*	622993	9663109
		M.1.2.	622960	9662336
		M.1.3.	622917	9661417
Isla de las Aves	*M.2.*	*M.2.1.*	623032	9660373
		M.2.2.	623319	9660066
		M.2.3.	622931	9658938
Comuna Bajo Alto	*M.3.*	*M.3.1.*	622797	9658350
		M.3.2.	622707	9657767
		M.3.3.	622441	9656976

Toma de muestras, recolección y captura
La metodología de captura se realizó de forma artesanal, replicando las prácticas tradicionales de los recolectores de bivalvos en la comuna Bajo Alto. La recolección de especímenes se llevó a cabo en 3 sitios distribuidos en nueve puntos de muestreo, seleccionados como los sitios más concurridos por los comuneros durante la marea baja, se incluyó tres repeticiones resultando en un total 91 individuos capturados. *A. tuberculosa (C.P.)* con 56 ejemplares, *A. grandis (P.M.)* con 27 ejemplares y *M. guyanensis (M.J.)* con 8 ejemplares (Tabla 2).
Estos se colocaron inmediatamente en fundas Ziploc etiquetadas con sus respectivos datos georreferenciados y fueron sometidas a conservación según el protocolo estandarizado para bivalvos, con el fin de preservar la integridad de los tejidos para su posterior análisis en laboratorio (Guamán et al., 2025).

Análisis de Laboratorio
Empleamos un calibrador Vernier para medir cada bivalvo recolectado y balanza analítica Bektron "FA2204N"para la obtención de datos morfológicos de cada individuo, como longitud y peso, con la finalidad de que los tejidos sean diseccionados, pesados sin las valvas, para la extracción del tejido blando de los individuos se realizó en el procedimiento indicado según (Guamán et al., 2025), estos tejidos fueron cubiertos por papel aluminio, etiquetados y codificaos adecuadamente para su congelación y posterior análisis (Naji et al., 2018).

Tabla 2
Caracterización general de los bivalvos en tres sectores del perfil costero de la Comuna Bajo Alto, provincia de El Oro, Ecuador

Sitio	Especie	N.º ind.	Peso prom. ± DE (g)	Peso total (g)
M.1. – La Puntilla	*A. grandis* (P.M.)	10	0,61 ± 0,58	6,10
	A. *tuberculosa* (C.P.)	21	0,47 ± 0,47	9,90
	M. guyanensis (M.J.)	8	0,25 ± 0,14	2,00
M.2. – Isla de las Aves	*A. grandis* (P.M.)	5	1,28 ± 0,42	6,40
	A. tuberculosa (C.P.)	20	0,24 ± 0,12	4,80
	M. guyanensis (M.J.)	0	—	—
M.3. – Comuna Bajo Alto	*A. grandis* (P.M.)	12	0,68 ± 0,39	8,20
	A. tuberculosa (C.P.)	15	0,24 ± 0,14	3,60
	M. guyanensis (M.J.)	0	—	—

Nota. P.M. = *Anadara grandis*; C.P. = *Anadara tuberculosa*; M.J. = *Mytella guyanensis*. DE = desviación estándar. El peso total corresponde a la suma de los pesos individuales registrados. M.J. solo se recolectó en el sitio M.1 (La Puntilla); su ausencia en M.2 y M.3 se indica con guion (—).

La separación por densidad se empleó la técnica de extracción de microplásticos del sedimento (Nakajima et al., 2019), se agitó el sedimento en la solución sobresaturada como lo indica Bergmann et al. (2015) de cloruro de sodio la cual es de conocimiento más accesible y benigna (Quinn et al., 2017). Para la digestión de los tejidos blandos debemos reconocer que en el caso de la biota es un desafío debido a que los microplásticos podrían verse ocultos o poco visibles o materiales biológicos, algas o detritos (Lusher et al., 2020). Utilizando como criterio de selección al comparar varios tipos de degradación de tejidos como se analiza en Aguirre et al. (2025).

Por consiguiente, la metodología aplicada en la digestión de tejidos blandos fue la propuesta por el Protocolo 1b descrito por Dehaut et al. (2016), el cual emplea bases alcalinas fuertes para la disolución de materia orgánica (Tabla 3). Si bien el protocolo original propone potasio (KOH) al 10%, en el presente estudio se implementó hidróxido de sodio (NaOH) al 10% como agente digestivo alternativo. Esta sustitución se justifica por la capacidad equivalente que tiene el NaOH para degradar eficientemente tejidos blandos, manteniendo la integridad estructural de las partículas de micro plásticos durante el proceso de digestión. La selección del NaOH responde a ventajas operativas al realizar el proceso de digestión en el laboratorio, donde se ha demostrado que la taza de recuperación es superior al 85% sin comprometer la morfología de los polímeros sintéticos (Rodríguez, 2021). Dado que bajo rigurosidad es permitido al 19%, se consigue degradar al material biológico hidrolizando los enlaces químicos y desnaturalizando las proteínas (Jin et al., 2009), siendo este método uno más actualmente ocupado por su eficiencia con un menor grado de degradación de los polímeros y un costo beneficio ventajoso de tiempo (Lopes et al., 2022) .

Tabla 3
Solución en cada muestra protocolo de digestión química

N.°	Frasco	Especie / Código	Peso muestra (g)	Vol. NaOH 19% (mL)	Vol. salina NaCl 6M (mL)	Vol. total solución (mL)	Peso contene-dor (g)	Contenido total (muestra+ solución) (g)	Capacidad frasco (g)
1	M.1.1.	*Anadara grandis (P.M.)*	6,1	48,8	53,7	102,5	113,0	108,6	113,0
2		*Anadara tuberculosa (C.P.)*	6,1	48,8	53,7	102,5	113,0	108,6	113,0
3		*Mytella guyanensis (M.J.)*	2,0	16,0	17,6	33,6	113,0	35,6	113,0
4	M.1.2.	*Anadara grandis (P.M.)*	2,0	16,0	17,6	33,6	113,0	35,6	113,0
5		*Anadara tuberculosa (C.P.)*	2,0	16,0	17,6	33,6	113,0	35,6	113,0
6	M.1.3.	*Anadara grandis (P.M.)*	2,6	20,8	22,9	43,7	113,0	46,3	113,0
7		*Anadara tuberculosa (C.P.)*	1,8	14,4	15,8	30,2	113,0	32,0	113,0
8	M.2.1.	*Anadara grandis (P.M.)*	2,8	22,4	24,6	47,0	113,0	49,8	113,0
9		*Anadara tuberculosa (C.P.)*	1,5	12,0	13,2	25,2	113,0	26,7	113,0
10	M.2.2.	*Anadara grandis (P.M.)*	2,2	17,6	19,4	37,0	113,0	39,2	113,0
11		*Anadara tuberculosa (C.P.)*	1,3	10,4	11,4	21,8	113,0	23,1	113,0
12	M.2.3.	*Anadara grandis (P.M.)*	1,4	11,2	12,3	23,5	113,0	24,9	113,0
13		*Anadara tuberculosa (C.P.)*	2,0	16,0	17,6	33,6	113,0	35,6	113,0
14	M.3.1.	*Anadara grandis (P.M.)*	3,9	31,2	34,3	65,5	113,0	69,4	113,0
15		*Anadara tuberculosa (C.P.)*	1,5	12,0	13,2	25,2	113,0	26,7	113,0
16	M.3.2.	*Anadara grandis (P.M.)*	1,4	11,2	12,3	23,5	113,0	24,9	113,0
17		*Anadara tuberculosa (C.P.)*	1,7	13,6	15,0	28,6	113,0	30,3	113,0
18	M.3.3.	*Anadara grandis (P.M.)*	2,9	23,2	25,5	48,7	113,0	51,6	113,0
19		*Anadara tuberculosa (C.P.)*	0,4	3,2	3,5	6,7	113,0	7,1	113,0
Total			**45,6**	**364,8**	**401,3**	**766,1**	**2147,0**	**811,7**	

Nota: Volúmenes de reactivo calculados por peso de muestra: NaOH 19 % = peso × 8 mL/g; solución salina NaCl 6M = peso × 8.8 mL/g; volumen total de solución = NaOH + salina. Cada submuestra se contuvo en un frasco de polipropileno de 113 g de capacidad. El contenido total (peso de la muestra + volumen de solución, densidad ≈ 1 g/mL) se comparó con la capacidad del frasco. Metodología adaptada de Dehaut et al. (2016). PM = *Anadara grandis*; CP = *Anadara tuberculosa*; MJ = *Mytella guyanensis*. M.J. solo se procesó en la submuestra M.1.1. Se corrigió el peso de M.1.1. (PM y CP) a 6.1 g según el peso total declarado en el registro de campo.

La Tabla 3 especifica la concentración de hidróxido de sodio (NaOH) al 19% aplicada a los tejidos de la especie que incluyen su manto, branquias, glándulas digestivas y músculo. Este reactivo alcalino facilita la hidrólisis selectiva de proteínas y lípidos, preservando microplásticos con una eficiencia de digestión >90% en tractos gastrointestinales. Las muestras se incubaron a temperatura ambiente (20±25 °C) por 24 horas en contenedores de propileno de 113 g. Se realizó esta metodología pues al ser bases fuertes degradan tejidos blandos y gastrointestinales sin afectar las propiedades físicas del microplástico (Rodríguez, 2021).

Incubación térmica

Posteriormente las muestras de Posterior se incubaron las muestras a 60 ˚C durante 48 horas (Aguirre et al., 2025) dentro de un Horno marca Bektron: 60 °C × 48 h (de aire forzado, monitoreado cada ±2 °C) acelerando así, la remoción de residuos orgánicos recalcitrantes como colágenos branquias y glándulas digestivas manteniendo un pH menor de 12 con agitación intermitente para homogenizar y evitar precipitados dándonos así un 95% de la clarificación.

Para el proceso de eliminación de sedimentos en las muestras se realizó la separación por densidad agregando el doble de solución hipersalina en cuanto al peso de la muestra y se dejó en reposo por 8 minutos posteriormente se extrajo la parte flotante en las muestras para ser filtradas (Aguirre et al., 2025). Por último, para la visualización de microplásticos se realizó mediante estereoscopio, realizándose una caracterización descriptiva en dos variables morfotipos (Lusher et al., 2020). Se clasificaron en fragmentos, películas y fibras siendo estas últimas las más presentes en las visualizaciones, el reconocimiento por el color y el tamaño que presentaron (Hidalgo et al., 2012).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Composición y abundancia general de microplásticos

El análisis morfológico permitió contabilizar un total de 1413 partículas de microplásticos en tres especies de bivalvos evaluadas en el perfil costero de Bajo Alto en la provincia de El Oro.

En predominancia la categoría de filamentos se representó con el 52,3% del total (739 partículas), con el 31,1% (439 partículas) fue la segunda categoría más representativa y las películas con el 16,6% (235 partículas). Este predominio de las microfibras sugiere una contribución preponderante de fuentes textiles y de artes de pesca sintéticas, coherente con la naturaleza estuarina y pesquera del área estudio.

La Figura 2 presenta la abundancia total de microplásticos discernida por tipo de partícula, punto de muestreo y especie. Se evidencia que *Anadara tuberculosa (C.P.),* fue la especie con mayor carga contaminante siendo 845 partículas (59,8% del total), seguida de *Anadara grandis (P.M.)* con 523particulas (37,0%) y, muy por debajo, *Mytella guayanensis (M.J.)* con 45 partículas (3,2%). El valor máximo absoluto correspondió a los filamentos de *A. tuberculosa* en el sitio M.2-Isla de las Aves (162 partículas), seguido de 143 filamentos de la misma especie en M.3- Comuna Bajo Alto y 136 fragmentos en M.1-La Puntilla. En términos espaciales, la contaminación se distribuyó de manera relativamente homogénea entre los tres sitios (M.1:35,7%; M.2:33,5%; M.3:30,8%), lo que indica una presión ambiental generalizada. Cabe precisar que *M. guayanensis* únicamente registro partículas en M.1 (43 filamentos, 1 fragmento y 1 película), debido a que la especie fue recolectada exclusivamente en dicho sitio por sus valores son nulos en M.2 y M.3 responden al diseño de muestreo y no a una ausencia real de contaminación.

Comparativamente el mapa de calor revelo que las dos especies del género *Anadara* concentran la práctica total de la carga contaminante, con *A. tuberculosa* superando a *A. grandis* en todas las categorías morfológicas. Los filamentos constituyeron la fracción dominante en ambas especies, mientras que las películas representaron sistematicamente la categoría menos abundante, confirmando un patrón morfológico consistente entre organismos y sitios.

Variabilidad y distribución estadística por subpunto

En complemento al análisis previo, la Figura 3 complementa el análisis al mostrar las medias por sitio (± error estándar) y la dispersión de los tres subpuntos de muestreo (n=3) para cada especie y tipo de partícula. *Anadara tuberculosa (C.P.)* presento las medias más elevadas, destacando en filamentos con 54±23 partículas en M.2 y 48±11 en M.3, valores que coinciden con las celdas de mayor intensidad del mapa de calor. En fragmentos, esta especie alcanzo una medida de 45±41 en M.1; sin embargo, la magnitud del error estándar evidencio una elevada variabilidad entre subpuntos, asociada a la presencia de un valor extremo (127 partículas) que reflejan la heterogeneidad microe spacial de los sedimentos del manglar, Por su parte, *Anadara grandis (P.M.)* mostró un comportamiento más estable, con medias crecientes y errores estándar reduciendo en filamentos (27±7 en M.1; 33±9 en M.2; 45±5 en M.3), lo que denota una distribución más uniforme de la contaminación entre subpuntos. Finalmente, *Mytella guayanensis (M.J.)* registro valores de 0±0 en casi todas las combinaciones, con la única excepción de los filamentos en M1.1(14±14), cuyo error estándar es equivalente a la media confirma que se trata de un registro puntual y no de una distribución representativa.

Desde una perspectiva comparativa, el grafico de dispersión permitió diferenciar no solo la magnitud, sino la consistencia de la contaminación entre especies: *A. grandis* exhibe una exposición homogénea y predecible, y *M. guayanensis*. Carece de representatividad estadística por su restringida recolección.

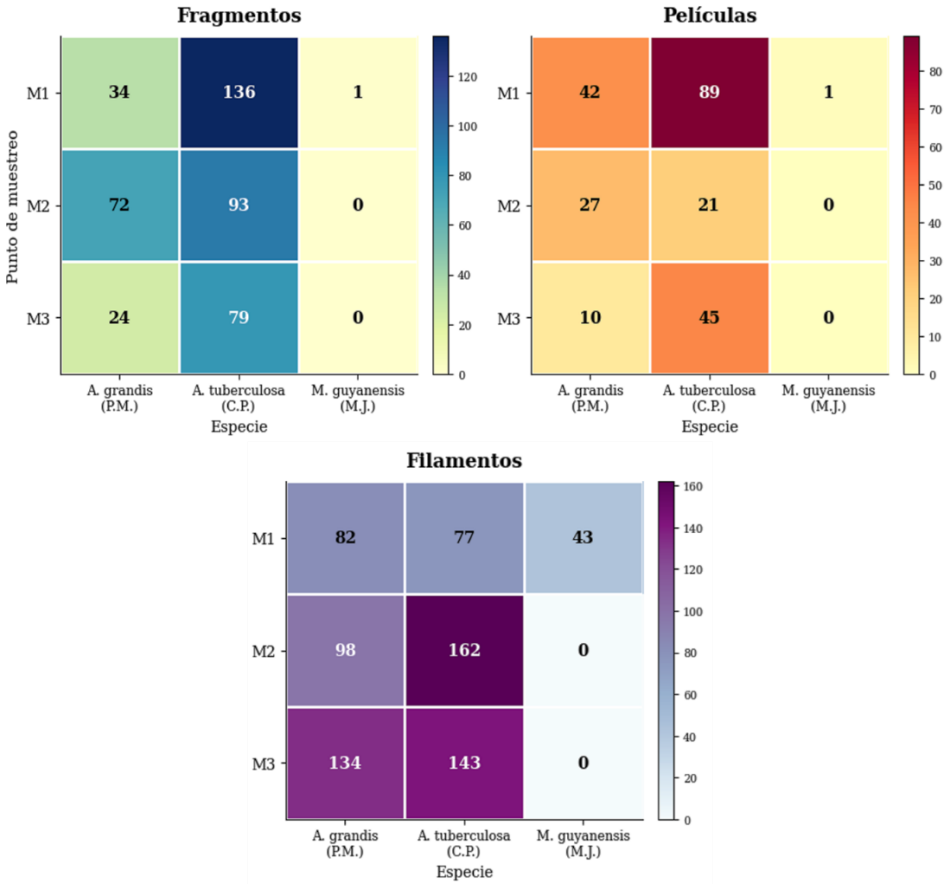


Figura 1. Mapa de calor: abundancia de micro plásticos por punto y especie.

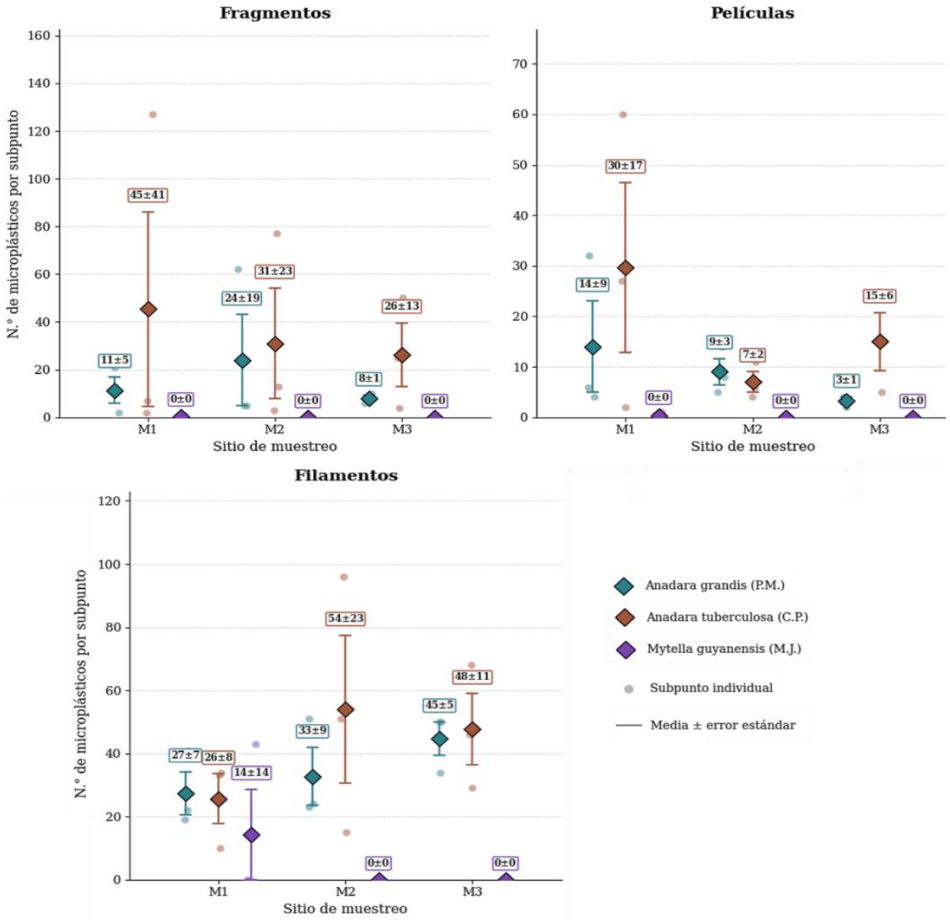


Figura 3. Variabilidad de microplásticos por especie, sitio y subpunto.

La convergencia de ambas figuras da solidez a los hallazgos, al confirmar de manera independiente los mismos patrones: el predominio de los filamentos como microplásticos dominante, la posición de *Anadara tuberculosa* como bioindicador más contaminado y variable, el intermedio y más estable de *Anadara grandis*, y la limitación interpretativa de *Mytella guayanensis*. Ambos análisis demuestran una contaminación por microplásticos generalizada y morfológicamente consiste a lo largo del perfil costero de la Comuna Bajo Alto, con un origen atribuible predominante a fuentes textiles y pesqueros.

El contexto ampliamente de la contaminación marina plástica los resultados se enfilan con literaturas recientes donde documentan la acumulación de microplásticos en bivalvos filtro alimentadores, quienes ingieren partículas más pequeñas de 5 mm que se encuentran en agua y sedimentos, representando riesgo en la cadena trófica y a su vez con la salud humana al ser de consumo de los mismos (Chen et al., 2026). En este estudio se recuperaron 1413 partículas de microplásticos en los tejidos blandos de las tres especies de bivalvos analizadas, siendo los filamentos el morfotipos predominante (739 partículas), seguidos de los fragmentos (439) y las películas (235). El predominio de los filamentos concuerda con lo reportado por Ding et al. (2021) en cuatro especies de bivalvos cultivados en Qingdao, China, donde la microfibra constituyó la forma más frecuente y se asoció mayoritariamente a polímeros como el rayón y el cloruro de polivinilo, ambos vinculados al lavado de textiles sintéticos y la descarga de aguas residuales urbanas.

Una tendencia similar fue observada por Ribeiro et al. (2026) en la bahía de Guanabara, Brasil, donde las fibras dominaron los microplásticos ingeridos y se relacionaron directamente con el aporte de aguas residuales domésticas. La convergencia de este patrón morfológico en contextos geográficos tan diversos sugiere que las fibras representan una forma característica de la contaminación de origen doméstico e industrial (Capuozzo et al., 2026; Ding et al., 2021; Ribeiro et al., 2026).

La cuantificación por especie evidenció que *Anadara tuberculosa* acumuló la mayor cantidad de microplásticos (845 partículas), seguida de *Anadara grandis* (523) y, muy por detrás, de *Mytella guyanensis* (45). Está marcada diferencia interespecífica resulta coherente con la relación entre el hábito de vida y la carga de microplásticos descrita por Li et al. (2022) en la bahía de Daya, quienes determinaron que los bivalvos que habitan enterrados en el sedimento presentan abundancias superiores a la de las especies que residen en la columna de agua.

En el carácter infaunal de las dos especies de *Anadara* constituye un factor determinante de su elevada carga de partículas, dado que su condición excavadora las mantiene en contacto directo y permanente con el sedimento (Jimenez Cueva et al., 2026b; Leppes et al., 2025a; Quizhpe Asencio et al., 2025), conocido como el principal reservorio de microplásticos en los ecosistemas costeros. Dentro de esta misma línea, Leppes et al. (2025a) demostró que en el Pacífico sur que la almeja infaunal *Tagelus dombeii* de hábito suspensívoro y dentritíviro acumuló, por unidades de masa, una cantidad de microplásticos superior a la de los mitílidos epifaunales *Mytilus chilensis* y *Choromytilus chorus*, atribuyendo esta diferencia a la exposición al sedimento y al modo de alimentación. Dicho patrón coincide plenamente con los resultados del presente estudio, en el que las especies excavadoras del género *Anadara* superaron ampliamente a *Mytella guyanesis*, de fijación más superficial, lo que confirma que el microhábitat y la conducta alimentaria modulan de forma decisiva la bioacumulación organismos infaunales (Abdel Ghani et al., 2023).

Géneros como *Anadara* indican puntos de contaminación por filamentos de textiles, estos se alinearían con observaciones destacadas de impactos (Xu et al., 2024). Asimismo, en investigaciones preliminares de bivalvos se identificaron no solo microplásticos sino también aditivos y plastificantes que se concentraban en estas especies, sugiriendo vías de bioactividad que se extenderían a especies marinas (Cesarini et al., 2023). La condición de organismos filtradores, que tienen los bivalvos de procesar grandes volúmenes de agua durante la alimentación, lo que favorece la retención de partículas suspendidas, incluidos los microplásticos (Pierezan et al., 2026).

No obstante, los bivalvos ejercen una selección durante la filtración, reteniendo, rechazando o egestando el material en función de sus características, de manera que las abundancias registradas en sus tejidos que no reflejan de forma directa las presentes en el ambiente circundante (Ribeiro et al., 2026). Esta capacidad de filtración, sumada a su naturaleza sedentaria, los expone de manera diferencial a la contaminación según su nicho ecológico, y ha sido señalada de forma consistente como el fundamento de su empleo en programas de biomonitoreo (Pierezan et al., 2026; Wu et al., 2022).

La revisión meta analítica de Miller et al. (2020) respalda que los hallazgos demuestran que la bioacumulación de microplásticos no solo ocurren en bivalvos, sino que se puede magnificar a través de la cadena trófica Marina representando un riesgo para organismos de niveles tróficos superiores y potencialmente a la salud humana a través del consumo de productos pesqueros. Las aplicaciones ecológicas de esta contaminación son particularmente preocupantes en ecosistemas de manglares que funciona como zonas de crianza y alimentación para numerosas especies.

Este gradiente asociado a la cercanía de zonas pobladas coincide con los hallazgos de Ribeiro et al. (2025) en un estuario urbanizado de Brasil, demostraron que la modificación antrópica y la densidad poblacional constituyen predictores directos de la acumulación de microplásticos en bivalvos. La variabilidad espacial es clave, pues los conteos más elevados se concentraron en los sitios de isla de las aves (M.2) y Bajo Alto (M.3), próximos a asentamientos urbanos, donde *Anadara tuberculosa* alcanzó máximos de 54 ± 23 y 48 ± 11 filamentos, respectivamente.

De manera analógica, Leppes et al. (2025b) registraron concentraciones significativamente

mayores en los sitios más antropizados en comparación con los de baja intervención humana. La coincidencia entre estos estudios respalda la hipótesis de que la presión antropogénica sobre el borde costero actúa como el principal factor determinante de la distribución de microplásticos en los organismos del manglar, evidenciando así la relación directa entre la contaminación origen humano y la bioacumulación en especies infaunales. Los valores obtenidos en este trabajado se sitúan dentro del intervalo reportado a escala internacional, aunque las comparaciones deben interpretarse con cautela debido a la heterogeneidad de las unidades de medida empleadas.

Autores como Miller et al. (2020) enfatizan que la bioacumulación de microplástico afecta a la fisiología y el comportamiento de la supervivencia de organismos marinos alterando los procesos ecológicos fundamentales. En el contexto específico de manglares tropicales que comparten similitudes climáticas como el del borde costero de la comuna Bajo Alto, tienden a compartir esa problemática. Mientras que Rabelo et al. (2025) advierten que la alta prevalencia de microplásticos en bivalvos de consumo humano, plantea interrogantes sobre la seguridad alimentaria la necesidad de implementar programas de monitoreo continuo.

Los ecosistemas de manglar, debido a sus características estructurales y procesos biogeoquímicos favorecen la captura y la retención de contaminantes plásticos. Do et al. (2024) lo reportaron en el mejillón *Perna viridis* (25,05 ± 5,36 ítems/individuo); otros autores como Li et al. (2022) y Ding et al. (2021) combinaron ambas métricas, lo que dificulta la contratación directa entre investigaciones. Esta limitación también se refleja en los productos destinados al consumo humano, como lo muestran Capuozzo et al. (2026), quienes hallaron microplásticos, predominantemente fibras de entre 5 y 500 µm, en almejas y berberechos en conserva comercializados en Italia y España, con cargas de hasta 1,64 ± 0,27 partículas por gramo, subrayando la relevancia de estos contaminantes para la seguridad alimentaria. La ausencia de una métrica común ha sido advertida por Ribeiro et al. (2025) en su revisión global de microplásticos en moluscos bivalvos, en la que se plantea la necesidad urgente de estandarizar los protocolos de extracción, identificación y expresión de resultados.

Martin et al. (2020) demostraron que los bosques de manglar secuestran plásticos en los sedimentos debido a las altas tasas de acreción sedimentaria, encontrando un incremento exponencial en la tasa de enterramiento de plásticos del 8,5 ±1,2% año^{-1} desde la década de 1930, con dominancia de microplásticos de <0,5 mm que representa aproximadamente 50±30 toneladas métricas enterradas en manglares del mar rojo y 110 ±80 toneladas métricas en el golfo arábigo, confirmando el rol de los manglares como Sumidero a largo plazo ,que explica la escasez de partículas microplásticas en aguas superficiales.

Esta capacidad de retención tiene implicaciones directas para las especies que habitan estos ecosistemas, resaltando el trabajo de Rahmatsyah et al. (2024), donde se documentó la acumulación de microplásticos en *Anadara antiquata* y *Anadara granosa*, con concentraciones de hasta 3,32 partículas por individuo conformadas por tres tipos de microplásticos (fibras películas y fragmentos) en siete colores diferentes, como se pudo evidenciar en la presente investigación, identificando microplásticos derivados de una amplia gama de desechos ubicados dentro de las valvas de las 3 especies, por lo que, el consumo humano de estas especies puede provocar citotoxicidad.

Complementando esta perspectiva desde la biogeoquímica del ecosistema, He et al. (2025) revelaron que la contaminación por microplásticos en suelos de manglar está vinculada al aumento potencial de producción de metano al favorecer arqueas metanogénicas, encontrando que las concentraciones de microplásticos fueron mayores en suelo superficiales (6516**±**1725 partículas/kg) comparadas con suelos más profundos (2246**±**497 partículas/kg) acumulado tres veces más microplásticos que el subsuelo, lo que demuestra que los manglares son puntos críticos de acumulación debido a la ubicación Ecototal entre ecosistemas terrestres y marinos ya que en esta zona se desarrolla la mayor parte de vida marina de estas especies. Dado a que los porcentajes de microplásticos encontrados en las tres especies evaluadas es elevado, es esencial compararlo con diferentes casos de estudio puesto que en la zona costera inciden su impacto directo a la cadena trófica, es fundamental contrastar estos resultados con casos reportados en otros manglares que comparten similitudes en condiciones ambientales, buscando comparaciones que nos permitirán contextualizar la magnitud de la contaminación observada en el estudio de un ecosistema de manglar (Tabla 4).

CONCLUSIONES

A partir de los hallazgos obtenidos, se abren varias líneas de investigación que valdría la pena explorar más adelante. En primer lugar, sería conveniente aplicar técnicas de identificación como la espectroscopía FTIR o Raman para confirmar la composición química de los microplásticos hallados, ya que en este estudio se caracterizaron principalmente por su morfología (filamentos, fragmentos y películas); conocer el tipo exacto de polímero permitiría rastrear con mayor precisión las fuentes de contaminación cercanas a la comuna Bajo Alto y La Puntilla. Asimismo, resultaría valioso realizar un monitoreo temporal que abarque distintas épocas del año, tanto seca como lluviosa, para entender si las descargas y el arrastre de residuos varían con las estaciones y cómo esto afecta la acumulación en los bivalvos.

Otra línea prometedora sería complementar el análisis en los organismos con muestreos del sedimento y de la columna de agua, lo que ayudaría a explicar con más claridad por qué las especies infaunales como Anadara tuberculosa y Anadara

grandis acumulan mucho más que la epifaunal Mytella guyanensis. De igual forma, dado que estas especies son de consumo tradicional en la costa ecuatoriana, se recomienda desarrollar estudios enfocados en la ingesta humana y el riesgo para la salud, que permitan estimar cuántas partículas podría llegar a consumir una persona a través de su dieta. Finalmente, sería útil realizar ensayos ecotoxicológicos para evaluar los efectos reales de estas partículas sobre la fisiología de los organismos, y validar la metodología adaptada en este trabajo (la sustitución de KOH por NaOH al 10%) en otras especies y ecosistemas, de manera que el protocolo pueda replicarse y estandarizarse en futuras investigaciones de la región.

Tabla 4
Estudios comparativos sobre acumulación de microplásticos en bivalvos infaunales y epifaunales

Estudio	Ubicación	Especies / tipo de hábito	Abundancia de microplásticos	Morfotipo dominante	Polímeros / hallazgo clave
Presente estudio	**Bajo Alto, El Guabo, Ecuador (manglar)**	***Anadara tuberculosa*, *A. grandis* (infaunales) y *Mytella guyanensis* (epifaunal/semi-infaunal); filtradores**	**1 413 partículas en 91 individuos; *A. tuberculosa* = 845, *A. grandis* = 523, *M. guyanensis* = 45**	**Filamentos (739), seguidos de fragmentos (439) y películas (235)**	**Las especies infaunales (*Anadara* spp.) acumularon mucho más que la epifaunal, lo que respalda su uso como bioindicadores en manglar**
Ding et al. (2021)	Qingdao, China	4 especies cultivadas (vieira, mejillón, ostra, almeja)	0,5–3,3 ítems/individuo; 0,3–20,1 ítems/g	Microfibra	PVC y rayón dominantes; recomienda almeja y mejillón como bioindicadores
Li et al. (2022)	Bahía de Daya, China	6 especies de bivalvos	3,5–8,6 ítems/individuo; 0,2–3,1 ítems/g	Fibra	Los bivalvos infaunales (que viven en sedimento) acumularon más que los de columna de agua
Do et al. (2024)	Costa norte de Vietnam	*Perna viridis* (mejillón, epifaunal)	25,05 ± 5,36 ítems/individuo; 3,67 ± 1,20 ítems/g	Fragmento (69,86–82,41 %)	PET (≈50 %) y PA (≈12 %); nivel de riesgo II–III
Capuozzo et al. (2026)	Italia y España (conserva)	Almejas en conserva	0,09–1,64 ± 0,27 MP/g	Fibra (5–500 µm)	Índice de peligrosidad del polímero en producto procesado
Leppes et al. (2025)	Pacífico sur, Chile	*Tagelus dombeii* (infaunal) vs. mitílidos (epifaunales)	*T. dombeii* 0,86 ± 1,35 ítems/individuo; mayor por masa	Fibra	La especie infaunal acumuló más que las epifaunales
Ribeiro et al. (2026)	Bahía de Guanabara, Río de Janeiro, Brasil	Mejillones y ostras	Hasta 45,0 partículas/g	Fibra	Fibras procedentes de aguas residuales en zona muy contaminada

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abdel Ghani, S., Hamdona, S., Shakweer, L., & El Saharty, A. (2023). Spatial distribution and pollution assessment of heavy metals in surface and bottom water along the eastern part of the Egyptian Mediterranean coast. *Marine Pollution Bulletin*, *197*, 115713. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115713

Angélica Aguirre-Sánchez, Percy Montero, & Sara Purca. (2025). Protocolo replicable: muestreo y digestión de la materia orgánica en el cangrejo de manglar (*Ucides occidentalis*) y en la concha negra (*Anadara tuberculosa*) para el monitoreo de la contaminación por microplásticos en la región Tumbes-Perú. *Inf Inst Mar Perú*, *52*(1), 5–18.

Anić-Vučinić, A., Turk, D., & Bek, A. (2025). Macroissues with Microplastics: A Review on Distribution, Environmental Impacts, Pollutant Interactions, Toxicity, Analytical Methodology and Mitigation Strategies. *Applied Sciences, 15*(7). https://doi.org/10.3390/app15074057

Bergmann, M., Gutow, L., & Klages, M. (2015). *Marine Anthropogenic Litter* (Melanie Bergmann, Lars Gutow, & Michael Klages, Eds.; Primera edición). Springer International Publishing AG. https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3

Capuozzo, F., Quaglia, N. C., Deudero, S., De Rosa, M., Ioanna, F., & Dambrosio, A. (2026). Assessing microplastic contamination and polymer hazard in preserved clams marketed in Italy and Spain. *Food Control*, *188*. https://doi.org/10.1016/j.foodcont.2026.112269

Cesarini, G., Corami, F., Rosso, B., & Scalici, M. (2023). Microplastics, Additives, and Plasticizers in Freshwater Bivalves: Preliminary Research of Biomonitoring. *Water*, *15*(14). https://doi.org/10.3390/w15142647

Chen, Z., Fan, S., Guo, W., Hu, M., Lee, J.-S., & Wang, Y. (2026). Unveiling the hidden impacts: A comprehensive review of microplastic effects on marine bivalves. *Aquatic Toxicology*, *291*, 107657. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2025.107657

Dehaut, A., Cassone, A. L., Frère, L., Hermabessiere, L., Himber, C., Rinnert, E., Rivière, G., Lambert, C., Soudant, P., Huvet, A., Duflos, G., & Paul-Pont, I. (2016). Microplastics in seafood: Benchmark protocol for their extraction and characterization. *Environmental Pollution*, *215*, 223–233. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.05.018

Ding, J., Sun, C., He, C., Li, J., Ju, P., & Li, F. (2021). Microplastics in four bivalve species and basis for using bivalves as bioindicators of microplastic pollution. *Science of The Total Environment*, *782*, 146830. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146830

Do, V. M., Trinh, V. T., Le, X. T. T., & Nguyen, D. T. (2024). Evaluation of microplastic bioaccumulation capacity of mussel (Perna viridis) and surrounding environment in the North coast of Vietnam. *Marine Pollution Bulletin*, *199*, 115987. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115987

GAD Municipal de El Guabo. (2024). *Actualización del plan de desarrollo ordenamiento territorial y su plan de uso y gestión del suelo del Cantón El Guabo, Provincia de el Oro*. 503.

Guamán, J. T. R., Arteaga, S. A. V., & Rea, M. A. B. (2025). Detección de microplásticos en tres especies de bivalvos provenientes de la provincia de Esmeraldas- Ecuador. *Brazilian Journal of Development*, *11*(2), e77373. https://doi.org/10.34117/bjdv11n2-024

Guerin, A. J., Kidd, K. A., Maltais, M. J., Mercer, A., & Hunt, H. L. (2024). Spatial patterns of sediment contamination and their influence on benthic infaunal communities in a highly tidal and industrial estuary in Atlantic Canada. *Marine Pollution Bulletin*, *198*. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115872

He, X., Xu, S., Ren, H., Yang, X., Su, F., Gao, S., Xie, C., Zhao, J., Jin, Z., Shen, X., Che, R., & Xiao, D. (2025). Microplastic pollution threatens mangrove carbon sequestration capacity. *Environmental Science and Ecotechnology*, *26*, 100593. https://doi.org/10.1016/j.ese.2025.100593

Heinrich Böll Stiftung Hong Kong Office. (2021). *Plastic Atlas Asia Edition: Facts and Figures about the World of Synthetic Polymers.* (First Edition.). Heinrich Böll Stiftung Hong Kong Office.

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 and Technology*, *46*(6), 3060–3075. https://doi.org/10.1021/es2031505

Jimenez Cueva, G. M., Godoy Yunga, F. D., Luna Florin, A. D., & Paredes Moran, J. G. (2026a). Identificación de microplásticos en agua y sedimentos del río Casacay, cantón Pasaje, provincia de El Oro. *Ciencia y Tecnología*, *19*(2), 68–76. https://doi.org/10.18779/cyt.v19i2.1229

Jimenez Cueva, G. M., Godoy Yunga, F. D., Luna Florin, A. D., & Paredes Moran, J. G. (2026b). Identificación de microplásticos en agua y sedimentos del río Casacay, cantón Pasaje, provincia de El Oro. *Ciencia y Tecnología*, *19*(2), 68–76. https://doi.org/10.18779/cyt.v19i2.1229

JIN, Y., LI, H., MAHAR, R. B., WANG, Z., & NIE, Y. (2009). Combined alkaline and ultrasonic pretreatment of sludge before aerobic digestion. *Journal of Environmental Sciences*, *21*(3), 279–284. https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)62264-0

Leppes, N. J., Ramírez, B., Martel, S. I., Segovia, N. I., Gelcich, S., & Lardies, M. A. (2025a). Exploring microplastics in commercial bivalve species and in bivalve aquaculture waters: Insights from the southern Pacific. *Water Biology and Security*. https://doi.org/10.1016/j.watbs.2025.100514

Leppes, N. J., Ramírez, B., Martel, S. I., Segovia, N. I., Gelcich, S., & Lardies, M. A. (2025b). Exploring microplastics in commercial bivalve species and in bivalve aquaculture waters: Insights from the southern Pacific. *Water Biology and Security*. 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. *Science of The Total Environment*, *841*, 156749. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156749

Lopes, C., Fernández-González, V., Muniategui-Lorenzo, S., Caetano, M., & Raimundo, J. (2022). Improved methodology for microplastic extraction from gastrointestinal tracts of fat fish species. *Marine Pollution Bulletin*, *181*. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113911

Lusher, A. L., Bråte, I. L. N., Munno, K., Hurley, R. R., & Welden, N. A. (2020). Is It or Isn't It: The Importance of Visual Classification in Microplastic Characterization. *Applied Spectroscopy*, *74*(9), 1139–1153. https://doi.org/10.1177/0003702820930733

Martin, C., Baalkhuyur, F., Valluzzi, L., Saderne, V., Cusack, M., Almahasheer, H., Krishnakumar, P. K., Rabaoui, L., Qurban, M. A., Arias-Ortiz, A., Masqué, P., & Duarte, C. M. (2020). Exponential increase of plastic burial in mangrove sediments as a major plastic sink. *Science Advances*, *6*(44). https://doi.org/10.1126/sciadv.aaz5593

Miller, M. E., Hamann, M., & Kroon, F. J. (2020). Bioaccumulation and biomagnification of microplastics in marine organisms: A review and meta-analysis of current data. *PLOS ONE*, *15*(10), e0240792. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0240792

Naji, A., Nuri, M., & Vethaak, A. D. (2018). Microplastics contamination in molluscs from the northern part of the Persian Gulf. *Environmental Pollution*, *235*, 113–120. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.046

Nakajima, R., Tsuchiya, M., Lindsay, D. J., Kitahashi, T., Fujikura, K., & Fukushima, T. (2019). A new small device made of glass for separating microplastics from marine and freshwater sediments. *PeerJ*, *2019*(10). https://doi.org/10.7717/peerj.7915

Pierezan, M. D., Alves de Oliveira, L. V., Barcellos Hoff, R., & Verruck, S. (2026). Contaminants of emerging concern in seafood: a scoping review of exposure-based risk evidence and critical considerations for future regulation. *Food Control, 189*, 112335. https://doi.org/10.1016/j.foodcont.2026.112335

Prata, J. C., Reis, V., da Costa, J. P., Mouneyrac, C., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2021). Contamination issues as a challenge in quality control and quality assurance in microplastics analytics. *Journal of Hazardous Materials*, *403*. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123660

Quinn, B., Murphy, F., & Ewins, C. (2017). Validation of density separation for the rapid recovery of microplastics from sediment. *Analytical Methods*, *9*(9), 1491–1498. https://doi.org/10.1039/c6ay02542k

Quizhpe Asencio1, B., Luna Florin, A., & Paredes Moran, J. (2025). Microplásticos en aguas superficiales y sedimentos de manglar en tres islas del Archipiélago de Jambelí, Ecuador. *Manglar*, *22*(4), 529–539. https://doi.org/10.57188/manglar.2025.053

Rabelo, E. F., Brabo, L., da Silva, M. C., Oliveira, R. M., Grelaud, M., Bessa, F., Sobral, P., Guilherme, A., Giarrizzo, T., Soares, M., Freitas, J., & Ziveri, P. (2025). *Microplastic Pollution in Bivalve Species from Tropical Mangrove Habitats*. https://doi.org/10.2139/ssrn.5105754

Rahmatsyah, R., Harahap, Z. A., Desrita, D., Yunasfi, Y., & Leidonald, R. (2024). Growth pattern and microplastic accumulation of *Anadara antiquata* and *Anadara granosa* in the coastal waters of North Sumatra, Indonesia. *AACL Bioflux*, *17*(6), 2139–2147.

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. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.136546

Ribeiro, V. V., Garcia, Y., Achiles do Prado, C. C., Santos, A. P., Gomes, R. S., Fernandes, A. N., & Castro, Í. B. (2026). Microplastic in bivalves from the heavily contaminated Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Environmental Research*, *302*. https://doi.org/10.1016/j.envres.2026.124688

Villao Rodríguez Jonathan Ricardo. (2021). M*icroplásticos en mejillones (Mytella guyanensis), capturados en puerto el morro, provincia del guayas-ecuador, durante noviembre y diciembre de 2021.* Trabajo Práctico, Título de Biólogo Marino, Universidad Estatal Península De Santa Elena.

Wang, R., Mou, H., Lin, X., Zhu, H., Li, B., Wang, J., Junaid, M., & Wang, J. (2021). Microplastics in Mollusks: Research Progress, Current Contamination Status, Analysis Approaches, and Future Perspectives. *Frontiers in Marine Science, 8*. https://doi.org/10.3389/fmars.2021.759919

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*, 113847. https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113847

Xu, Z., Huang, L., Xu, P., Lim, L., Cheong, K. L., Wang, Y., & Tan, K. (2024). Microplastic pollution in commercially important edible marine bivalves: A comprehensive review. *Food Chemistry: X, 23*. https://doi.org/10.1016/j.fochx.2024.101647

Zhang, L., Wang, S., Jian, Q., Zhang, P., Lu, Y., & Liu, H. (2022). Tidal variation shaped microplastic enrichment patterns in mangrove blue carbon ecosystem of northern Beibu Gulf, China. *Frontiers in Marine Science*, *9*. https://doi.org/10.3389/fmars.2022.927884