

Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano

Departamento de Ambiente y Desarrollo

Ingeniería en Ambiente y Desarrollo



Proyecto Especial de Graduación

**Evaluación de microplásticos en almejas (*Veneridae* spp.) del Golfo de
Fonseca, Honduras**

Estudiante

Nicole Adriana Rivera Pasco

Asesores

Eric van den Berghe, Ph.D.

José Fernando Tercero Iglesias, M.Sc.

Honduras, agosto 2024

Autoridades

SERGIO ANDRÉS RODRÍGUEZ ROYO

Rector

ANA M. MAIER ACOSTA

Vicepresidenta y Decana Académica

VICTORIA CORTÉS MATAMOROS

Directora Departamento de Ambiente y Desarrollo

HUGO ZAVALA MEMBREÑO

Secretario General

Agradecimientos

La presente investigación fue realizada gracias al apoyo del Comité para la Defensa de la Flora y Fauna del Golfo de Fonseca (CODDEFAGOLF). Por ende, cedo este espacio para agradecer por todo el apoyo brindado al equipo de CODDEFAGOLF, así como a la comunidad de Amapala y Pueblo Nuevo quienes brindaron acompañamiento, herramientas y conocimiento que facilitaron la recolección de datos. Sin su valioso apoyo logístico y coordinación local no habría sido posible llevar esta investigación a cabo. Asimismo, agradecer al laboratorio de Microbiología Ambiental, Ambiente y Desarrollo de la Escuela Agrícola Panamericana Zamorano, por facilitar la logística en la adquisición de recursos y espacios de trabajo. Mi profunda gratitud también a la Ing. Jasmina García quien me guó durante todo el proceso, siendo un pilar fundamental en la elaboración de esta investigación. Así como al Ing. Juan Carlos Carrasco quien junto con su mentoría y consejos hizo posible la superación de los obstáculos a lo largo del estudio.

Contenido

Agradecimientos	3
Índice de Cuadros	6
Índice de Figuras	7
Índice de Anexos	8
Resumen	9
Abstract	10
Introducción	11
Materiales y Métodos	14
Área de Estudio	14
Diseño y Alcance para el Diagnóstico de MPs	15
Etapa 1. Obtención de la Muestra	16
Etapa 2. Conservación y Transporte de la Muestra	17
Etapa 3. Análisis Biométrico	18
Etapa 4. Prevención de la Contaminación	18
Etapa 5. Extracción del Tejido Blando	19
Etapa 6. Digestión Alcalina	19
Etapa 7. Filtrado de las Muestras	20
Etapa 8. Identificación y Clasificación de Microplásticos	20
Etapa 9. Análisis de Datos	20
Resultados y Discusión	22
Comparación Entre Puntos de Muestreo	23
Caracterización de MPs en Veneridae spp.	25
Correlación Entre los Parámetros Biométricos de Veneridae spp.....	30
Relación Entre los Parámetros Biométricos y la Cantidad Total de MPs.....	31

	5
Conclusiones	33
Recomendaciones	34
Referencias.....	36
Anexos.....	44

Índice de Cuadros

Cuadro 1 Cantidad y concentración de microplásticos en <i>Veneridae</i> spp. en los tres puntos de muestreo (S1, S2, S3)	24
--	----

Índice de Figuras

Figura 1 Mapa del área de estudio en el Golfo de Fonseca.....	15
Figura 2 Etapas para la obtención y análisis de MPs	16
Figura 3 Frecuencia de largo, altura, ancho, peso total y peso del tejido de <i>Veneridae</i> spp.	22
Figura 4 Comparación de concentración de MPs entre puntos de muestreo ($p > 0.05$).....	23
Figura 5 Fotografías de diferentes tipos de MPs encontrados	26
Figura 6 Porcentaje según el morfotipo de los MPs encontrados en <i>Veneridae</i> spp. en cada punto de muestreo.....	26
Figura 7 Porcentaje según el morfotipo de los MPs encontrados en <i>Veneridae</i> spp. en cada punto de muestreo.....	27
Figura 8 Colores de los MPs encontrados en <i>Veneridae</i> spp.....	28
Figura 9 Red hídrica de abastecimiento del Golfo de Fonseca	30
Figura 10 Gráfico de dispersión y correlación de spearman para los parámetros biométricos vs. MPs, A) MPs vs. largo; B) MPs vs. peso total; C) MPs vs. altura; D) MPs vs. peso del tejido; E) MPs vs. ancho	31

Índice de Anexos

Anexo A	Coordenadas de los puntos de muestreo en el Golfo de Fonseca.	44
Anexo B	Características morfológicas de <i>Veneridae</i> spp. en tres puntos de muestreo (S1, S2, S3)	45
Anexo C	Histograma de frecuencias y gráfico de cajas de los valores obtenido para largo, altura, ancho, peso total y peso del tejido de <i>Veneridae</i> spp.	46
Anexo D	Diagnóstico de supuesto de normalidad y homogeneidad de la variable cantidad	47
Anexo E	Concentración, cantidad y rango de MPs en moluscos bivalvos reportados en diferentes publicaciones	48
Anexo F	Cantidad de MPs de acuerdo con morfotipo en los tres puntos de muestreo (S1, S2, S3)	49
Anexo G	Porcentaje de MPs de acuerdo con morfotipo en los tres puntos de muestreo (S1, S2, S3)	50
Anexo H	Cantidad de MPs de acuerdo con coloración en los tres puntos de muestreo.....	51
Anexo I	Porcentaje de coloración de los MPs encontrados en los tres puntos de muestreo (S1, S2, S3)	52
Anexo J	Colores de los MPs encontrados en <i>Veneridae</i> spp. en los tres puntos de muestreo (S1, S2, S3)	53
Anexo K	Colores de los MPs encontrados en <i>Veneridae</i> spp. en los tres puntos de muestreo (S1, S1, S3)	54

Resumen

La presencia de microplásticos en ecosistemas marinos ha causado preocupación global debido a la bioacumulación de los mismos en la cadena trófica, representando un riesgo para la salud de los ecosistemas y el bienestar humano. En esta investigación se documentó la presencia de microplásticos en *Veneridae* spp. del Golfo de Fonseca, Honduras. Las muestras analizadas fueron sometidas a un proceso de digestión alcalina con hidróxido de potasio (KOH) al 10%, sumado a un periodo de incubación por 5 días a 60 °C para su posterior filtrado. Se detectó presencia de microplásticos (MPs) en los 48 ejemplares de almejas analizados. Las fibras (77%) fueron el morfotipo de microplástico más abundante, seguido de las películas (19.7%) y fragmentos (3.3%). Se identificaron MPs de coloración azul, incolora, roja, verde, negra, morada, rosa y naranja, predominando los incoloros en un 69.2%, seguido de los azules con un 20.2%. Se descartó una relación entre la cantidad de MPs y los parámetros biométricos, demostrando que no existe influencia de dicho contaminante en el desarrollo fisiológico de los bivalvos. No se encontró diferencias significativas en la cantidad de MPs entre los puntos muestreados (Isla de la Vaca, Isla La Montosa y Playa del Burro). Además, la concentración promedio de MPs fue de 6.93 partículas g^{-1} , representando una ingesta de 653 MPs por 100 g de almejas consumidas. Los resultados de esta investigación demuestran la importancia del monitoreo continuo, así como la identificación de las posibles fuentes de contaminación para la aplicación de medidas regulatorias en la deposición final de residuos.

Palabras clave: bioacumulación, biomonitoreo, seguridad alimentaria

Abstract

The presence of microplastics in marine ecosystems has caused global concern due to their bioaccumulation in the food chain, representing a risk to ecosystem health and human well-being. This research documented the presence of microplastics in *Veneridae* spp. from the Gulf of Fonseca, Honduras. The analyzed samples were subjected to an alkaline digestion process with 10% potassium hydroxide (KOH), followed by a 5-day incubation period at 60°C before filtration. Microplastics (MPs) were detected in all 48 clam specimens analyzed. Fibers (77%) were the most abundant microplastic morphotype, followed by films (19.7%) and fragments (3.3%). MPs were identified in blue, colorless, red, green, black, purple, pink, and orange, with colorless being the most predominant at 69.2%, followed by blue at 20.2%. No relationship was found between the quantity of MPs and biometric parameters, demonstrating that this contaminant does not influence the physiological development of the bivalves. There were no significant differences in the quantity of MPs between the sampled sites (Isla de la Vaca, Isla La Montosa, and Playa del Burro). Additionally, the average concentration of MPs was 6.93 particles g⁻¹, representing an intake of 653 MPs per 100 g of clams consumed. The results of this research highlight the importance of continuous monitoring, as well as identifying potential sources of contamination, to implement regulatory measures in the final disposal of waste.

Keywords: bioaccumulation, biomonitoring, food safety

Introducción

En la actualidad el plástico se ha convertido en un material común e indispensable dentro de nuestras sociedades (Castañeta et al., 2020). Las características propias del plástico tales como su versatilidad, liviandad y resistencia, así como sus bajos costos de adquisición, han contribuido a que en los últimos años se haya visto un constante incremento en su demanda (Andrady, 2011). Para el 2021 el aumento en su producción mundial fue de un 4%, representando un total anual de 390 millones de toneladas (PlasticsEurope, 2022). Esta cantidad de plástico se convierte en una amenaza para los ecosistemas al presentar resistencia ante la degradación (J. Wang et al., 2016). Los plásticos tardan alrededor de 180 años en degradarse (López-Aguirre et al., 2020), facilitando su permanencia dentro de los mismos. La constante exposición de este material a la radiación ultravioleta del sol causa una oxidación en la estructura química de los polímeros generando su fragmentación en pequeñas partículas (Castañeta et al., 2020). Dichas partículas son conocidas como microplásticos (MPs), siendo estas menores a 5 mm en tamaño (Arthur et al.). Sus dimensiones y durabilidad facilitan su dispersión en ecosistemas terrestres y acuáticos, representando una amenaza para la flora y fauna silvestre.

La contaminación por MPs es una problemática ambiental de gran preocupación e importancia a nivel mundial (Vaid et al., 2021). La mayoría de los plásticos son desechados sobre tierra, pero, debido a factores como los desbordamientos de aguas pluviales y residuales, llegan a contaminar los cuerpos de agua mediante el arrastre de estas partículas (Schernewski et al., 2020). Es así como el ingreso de contaminantes a los ecosistemas no solo facilita su movilización a nivel abiótico, sino también, y principalmente, a nivel biótico. Esto se debe a que las partículas suspendidas de dicho contaminante son ingeridas por los organismos marinos, siendo acumuladas en los tejidos adiposos en un proceso conocido como bioacumulación (Pereira et al., 1992).

La bioacumulación es un término empleado en toxicología para definir el proceso por el cual se da una acumulación de contaminantes en los tejidos biológicos de los organismos vivos (W. X. Wang y Fisher, 1999). Esta ocurre cuando los compuestos no pueden ser metabolizados ni excretados,

resultando en su absorción y almacenamiento con mayor anterioridad (Landrum y Fisher, 1999). Estos, además de ser acumulados, son transferidos a través de las cadenas tróficas, ya que la acumulación de sustancias aumenta progresivamente y se transfiere a los distintos niveles tróficos (Popek, 2018). Aunque en la mayoría de los casos este proceso no representa una amenaza, ya que las sustancias no se absorben en cantidades nocivas,, puede llevar a una posterior amplificación del contaminante a través de la red trófica (Stoker, 1981). Esto podría resultar en un posible desbalance dentro de los ecosistemas y afectar la salud humana.

Los microplásticos se han comenzado a contemplar como una amenaza para la inocuidad de los alimentos (Usman et al., 2020). Se estima que la cantidad de MPs ingeridos por una persona a través de los alimentos puede llegar a ser de 52,000 MPs/año, cantidad que aumenta en zonas de elevado consumo de pescado y mariscos (Cox et al., 2019). La proporción dietética influye en las concentraciones de exposición y ello en los efectos que pueda tener sobre la salud humana (Smith et al., 2018). La probabilidad de exposición de MPs en la dieta humana aumenta con el consumo de mariscos, moluscos bivalvos y peces pequeños, ya que son ingeridos enteros (Kershaw y Rochman, 2015). Entre los principales efectos adversos de los MPs en la salud humana se ha reportado una mayor respuesta inflamatoria, toxicidad en relación con el tamaño de las partículas, absorción de contaminantes químicos, y alteración de la comunidad microbiana intestinal (Wright y Kelly, 2017).

Los microplásticos han sido identificados en muchas especies marinas pertenecientes a diferentes grupos taxonómicos, demostrando la ubicuidad del contaminante dentro de los ecosistemas marinos (Parolini et al., 2023). Especies filtradoras como los moluscos han sido señaladas como bioindicadores óptimos de contaminación en medios acuosos (Markert et al., 2002; Outa et al., 2020). Esto se debe a su estrategia de alimentación, la cual consiste en la captación de sustancias diluidas con la finalidad de extraer los nutrientes retenidos en estas, incorporándolos de esta forma en sus tejidos. Los moluscos bivalvos, por ejemplo, han sido ampliamente utilizados como bioindicadores de contaminación debido a su comportamiento ecológico y características biológicas

(J. Ding et al., 2021). Su escasa o nula inmovilidad, su capacidad de concentrar tanto contaminantes orgánicos así como metales pesados, su limitada metabolización de los contaminantes acumulados, así como su amplia distribución y abundancia geográfica los han vuelto una herramienta indispensable en el monitoreo por contaminación ambiental (Hamza-Chaffai, 2014).

Los bivalvos por ser una fuente rica en nutrientes (alto contenido de proteína, aminoácidos de gran calidad y ácidos grasos poliinsaturados) representan un sector de gran importancia comercial a nivel mundial, registrando un incremento en su cosecha de 8.3 millones a 15.9 millones de toneladas entre 2000 y 2018, lo que representa un aumento del 90% en la cosecha anual mundial (Food and Agriculture Organization [FAO], 2020). Este incremento en el consumo de bivalvos ha generado una alerta en la seguridad alimentaria, siendo crucial la evaluación de una posible acumulación de contaminantes en dichos organismos con el propósito de asegurar la salud de los consumidores. Para reducir riesgos es necesario alertar a los consumidores y pescadores de las zonas afectadas (Crovato et al., 2019).

En Honduras distintas regiones dependen económicamente de la actividad pesquera, siendo este el caso del Golfo de Fonseca en donde se da la mayoría de la explotación comercial de moluscos y crustáceos. La captura de peces, crustáceos y bivalvos en la zona superan las 4,090 toneladas métricas anualmente (Soto, 2012). El mercado principal son los intermediarios, quienes se encargan de vender el producto a las pescaderías o supermercados de Tegucigalpa (Martínez y Bravo, 2013). El propósito de esta investigación fue el diagnosticar la presencia de microplásticos en almejas del Golfo de Fonseca. Para ello se llevaron a cabo los siguientes objetivos específicos: a) Comparar la abundancia de microplásticos en el tejido blando de *Veneridae* spp. en distintas ubicaciones geográficas del Golfo de Fonseca, b) Caracterizar el contenido de microplásticos del tejido blando de *Veneridae* spp. del Golfo de Fonseca y c) Determinar la relación entre la presencia de microplásticos en el tejido blando y los parámetros biométricos de *Veneridae* spp. del Golfo de Fonseca.

Materiales y Métodos

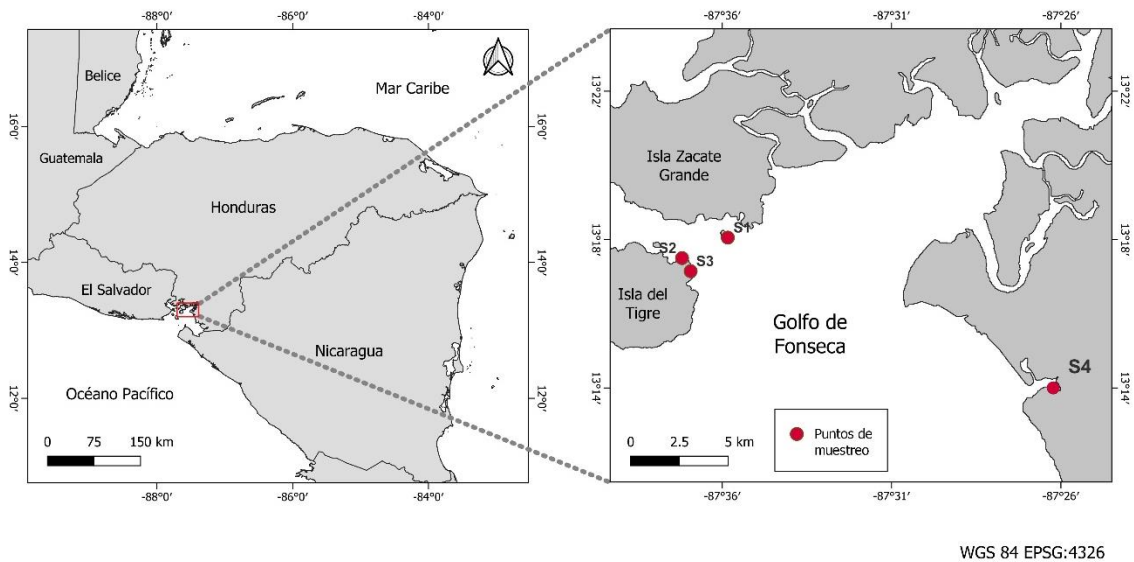
Área de Estudio

El estudio se llevó a cabo en el Golfo de Fonseca, ubicado en el departamento de Valle, Honduras. Este se encuentra ubicado en el Pacífico de Centroamérica, constituido por una superficie de agua con un área de 2,210 km² y una línea litoral de 439.85 km compartida por tres países: Nicaragua, Honduras y El Salvador, abarcando la costa hondureña un total de 253.4 km (González Bermúdez et al., 2016).

El muestreo para el primer y segundo objetivo se realizó en la Isla del Tigre y la Isla Zacate Grande. La selección de los puntos de muestreo se basó en un informe previamente realizado por el Comité para la Defensa y Desarrollo de la Flora y Fauna del Golfo de Fonseca (CODDEFFAGOLF): “Protocolo para el Monitoreo y el Establecimiento de Ensayos de Cultivos de Bivalvos”, que propone distintas localidades para su monitoreo continuo. Dentro de las áreas propuestas se seleccionaron tres, considerando la abundancia de la especie de interés. El primer punto se ubicó en la Isla de la Vaca (S1) y los siguientes dos fueron extraídos de la Isla La Montosa (S2) y Playa del Burro (S3), ubicados en la Isla del Tigre (Figura 1). Los ejemplares del tercer objetivo fueron recolectados en la comunidad de Pueblo Nuevo. Esto se hizo por la facilidad de encontrar una mayor variedad de ejemplares de gran tamaño.

Figura 1

Mapa del área de estudio en el Golfo de Fonseca

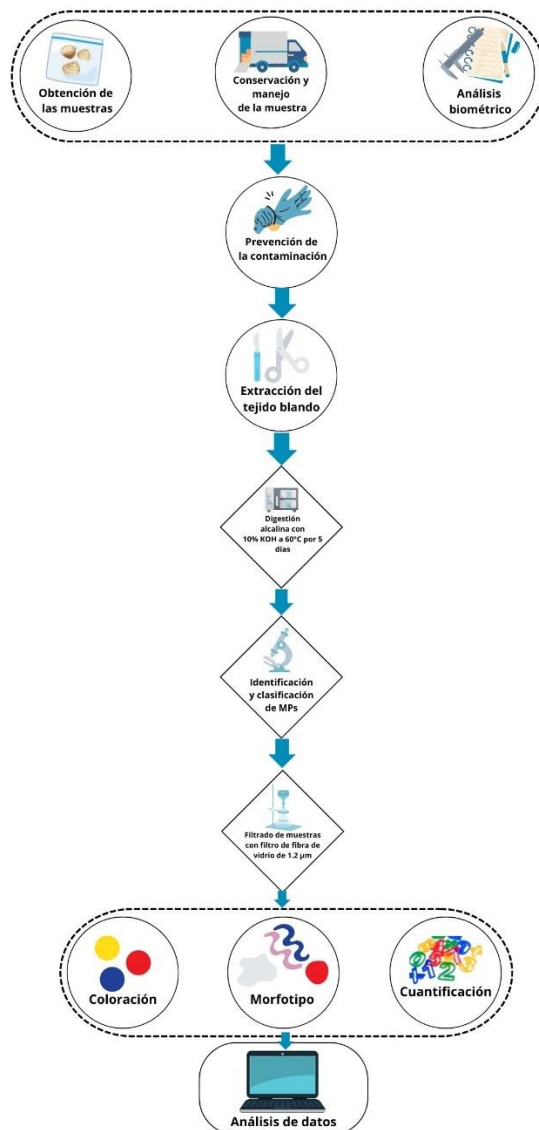


Diseño y Alcance para el Diagnóstico de MPs

Se realizó una comparación entre sitios de muestreo con respecto a la cantidad de microplásticos encontrado en el tejido blando (todo el cuerpo excepto la concha) de *Veneridae* spp. A su vez, se determinó la relación entre la cantidad de microplásticos encontrados en cada individuo muestreado y sus parámetros biométricos (longitud, ancho, altura, peso total, peso del tejido). La metodología utilizada para dicho proceso se muestra en la Figura 2, en donde se establecen nueve etapas en secuencia: desde la extracción de muestras hasta la recolección de datos.

Figura 2

Etapas para la obtención y análisis de MPs



Etapa 1. Obtención de la Muestra

La investigación se realizó en colaboración con CODDEFFAGOLF; una organización no gubernamental en Honduras quien trabaja para la protección del medio ambiente, enfocada específicamente en dicho sector. CODDEFFAGOLF realiza monitoreos mensuales a los puntos anteriormente mencionados; por lo que el muestreo se llevó a cabo durante los días 23 y 24 de enero del 2024.

Las muestras fueron recolectadas con el apoyo de cuatro mujeres marisqueras pertenecientes a la comunidad de Amapala. Los ejemplares recogidos fueron de la familia *Veneridae* spp., también conocidas localmente como almejas. La identificación se hizo mediante iNaturalist considerando otros reportes similares en la zona. Se tenía previsto trabajar con la especie *Anadara tuberculosa* pero la pigmentación oscura característica del individuo imposibilitó la observación de microplásticos.

Para el primer y segundo objetivo se utilizaron parcelas, las cuales fueron seleccionadas por conveniencia considerando la topografía del terreno, así como la facilidad de acceso, ubicándose un cuadrante de 4 × 4 m (16 m²) mediante el uso de una cinta métrica y estacas. Para la colecta de las muestras se estipuló un período de 20 minutos en donde se hizo una recolecta manual, extrayendo todo lo que se encontraba dentro de dicho cuadrante en el tiempo propuesto. Se recolectaron 10 ejemplares en cada punto de monitoreo, obteniéndose un total de 30 muestras. La selección consistió en usar los ejemplares de mayor tamaño en cada sitio buscando, a su vez, que las muestras fueran homogéneas en tamaño entre los tres sitios. Los datos fueron utilizados para comparar la presencia de microplásticos en el tejido blando de los ejemplares de almejas en los distintos puntos de monitoreo.

En cuanto al objetivo tres, para determinar la relación entre la presencia de microplásticos y los parámetros biométricos se recolectaron un total de 18 muestras, las cuales fueron recolectadas por mujeres aledañas a la zona. Las muestras fueron agrupadas arbitrariamente en cuatro grupos de acuerdo con su talla, obteniéndose cuatro niveles con diferencia entre tamaños, contando con cinco individuos por grupo. Se tenía previsto un total de 20 ejemplares, sin embargo, durante el proceso se descartó una muestra del nivel 1 y 3 ya que al abrirlas no contaban con tejido, sino con sedimento.

Etapa 2. Conservación y Transporte de la Muestra

Las muestras fueron colocadas en bolsas plásticas, rotuladas de acuerdo con el punto de captura. Después de su recolección fueron colocados en una hielera a temperatura ambiente para su posterior transporte. Las muestras fueron llevadas al Herbario de la Escuela Agrícola Panamericana,

Zamorano, en donde fueron organizadas por lotes siendo almacenadas a -20 °C y procesadas según la capacidad del Laboratorio de Microbiología Ambiental del Departamento de Ambiente y Desarrollo de Zamorano. Las muestras fueron analizadas en lotes de 10 ejemplares considerando el punto de muestreo y en lotes de 4 a 5 bivalvos de acuerdo con el nivel.

Etapa 3. Análisis Biométrico

Se registró el ancho (mm), longitud (mm), alto (mm), peso total (caparazón + tejido blando, g) y el peso del tejido blando (g) de cada individuo. Para ello se utilizó un calibrador vernier y una balanza electrónica (precisión de 0.1 g), respectivamente. Las mediciones fueron realizadas en laboratorio estando las muestras congeladas a excepción del peso total y el peso del tejido blando en donde la medición se hizo después del periodo de descongelamiento. Los parámetros biométricos fueron medidos con la finalidad de conocer las características de las muestras recolectadas además de ser utilizados como base para el análisis de correlación, considerándose como variables indicadoras de desarrollo fisiológico.

Etapa 4. Prevención de la Contaminación

Antes y durante la extracción de microplásticos se tomaron diversas medidas para evitar una posible contaminación aérea y cruzada. Las operaciones fueron realizadas haciendo uso de guantes de hule desechables, lo cuales fueron cambiados reiteradas veces. La realización de cada etapa fue realizada en el menor tiempo posible de exposición al aire. Además, se evitó, en lo posible, el uso de equipos plásticos durante todo el procedimiento.

El proceso de filtración fue realizado en una cámara de flujo, previamente desinfectada, con el fin de evitar cualquier tipo de contaminación. De igual forma, se colocaron dos filtros de celulosa por cada lote con la finalidad de descartar una posible contaminación externa. Al encontrarse MPs en los filtros de celulosa se decidió tapar individualmente los embudos büchner con un vidrio de reloj, el cual solo fue retirado al verter la muestra y extraer el filtro.

Se contó con un protocolo de desinfección para todos los materiales de vidrio y metal utilizados. Estos fueron previamente lavados con agua del grifo y jabón, siendo enjuagadas tres veces con agua destilada. Después fueron envueltos en papel aluminio y colocados en la autoclave para ser esterilizados a 121 °C por 15 minutos. En el caso de los materiales de plásticos, se seleccionaron los que menor desgaste presentaban. Se lavaron con agua del grifo y jabón, enjuagándose tres veces con agua destilada al final.

Etapa 5. Extracción del Tejido Blando

Antes de iniciar el proceso, las muestras fueron dejadas en reposo a temperatura ambiente por 40 minutos con la finalidad de permitir su descongelamiento y facilitar el procedimiento. Esto permitió que las valvas de los individuos descongelados se abrieran parcialmente y con ayuda de pinzas se cortaron las impresiones musculares, extrayendo el tejido blando por completo. Dichas disecciones se hicieron en un vidrio de reloj. Posteriormente, el tejido fue trozado empleando una tijera quirúrgica, con la finalidad de disminuir el área de reacción y facilitar la digestión.

Etapa 6. Digestión Alcalina

La metodología empleada fue adecuada de acorde a las condiciones y recursos disponibles en laboratorio, realizándose pruebas preliminares con ejemplares de práctica. Considerando la técnica propuesta por Dehaut et al. (2016), cada tejido extraído fue sometido a una solución alcalina de K(OH) al 10%, e incubado a 60 °C. De acuerdo con Zou et al. (2019) dicho método es el que tiene menor influencia en la intensidad de fluorescencia y morfología de los microplásticos, demostrando, a su vez, una mayor tasa de recuperación de MPs.

El volumen de sustancia agregado estuvo basado en una relación peso-volumen de 1:4. Debido a que el K(OH) es una sustancia corrosiva para los metales al contacto con el aire se elaboró un horno casero. Este estuvo constituido de una caja de cartón y una secadora de frutas *Intertek Magic mill*®. Para asegurar de que el horno mantuviera la temperatura correcta se abrió un orificio con el fin de ingresar un termómetro y monitorear la temperatura en grados Celsius (°C). El horno fue utilizado

luego de alcanzar una temperatura estable de 60 °C. Además, mediante ensayos preliminares se estipuló un período óptimo de incubación de 5 días para completar la digestión del tejido biológico.

Etapa 7. Filtrado de las Muestras

La solución digerida fue filtrada mediante el filtro ADVANTEC™ GC-50, con un poro de 1.2 µm, utilizándose el método de filtrado al vacío. Después del filtrado se dejaron reposar los filtros entre 24-48 horas para eliminar el exceso de humedad y facilitar su observación al disminuir la pigmentación. Los filtros fueron observados con un microscopio estereoscópico con una magnificación de 4x a 40x.

Etapa 8. Identificación y Clasificación de Microplásticos

Se realizó una caracterización visual de los MPs considerando su clasificación de acuerdo con la forma y color observado. Se realizó una observación general de cada filtro con una magnificación de 4x, posterior a ello se escaneo la muestra tres veces con magnificaciones de 10x a 40x, siguiendo un movimiento de izquierda a derecha. Para facilitar la identificación se utilizó un bisturí de punta fina. Se identificaron como microplásticos todos aquellos elementos que presentaban características visuales similares a materiales plásticos, como con colores vibrantes o brillosos y que además no se rompieran fácilmente al ser manipulados por el bisturí. Ejemplares de cada morfotipo encontrado fueron fotografiados.

Etapa 9. Análisis de Datos

La comparación de la cantidad de MPs entre puntos de muestreo fue obtenida mediante una prueba de Análisis de la Varianza (ANOVA) de una vía. Para determinar la relación entre los parámetros biométricos y la cantidad de MPs se aplicó una correlación de Spearman (Rho) debido a que los datos biométricos no presentan normalidad y homogeneidad de la varianza. Los análisis se realizaron, haciendo uso del software estadístico R, con un criterio de significancia de $p < 0.05$.

Para la obtención de los datos sobre el número de partículas presentes en cada individuo analizado se utilizó el cálculo planteado por Bruzaca et al. (2022). De esta forma, para la concentración de MPs se tomó en cuenta el peso del tejido blando, utilizándose la ecuación 1:

$$\text{Concentración de microplástico} = \frac{\text{Número de partículas}}{\text{Peso del tejido blando}} \quad [1]$$

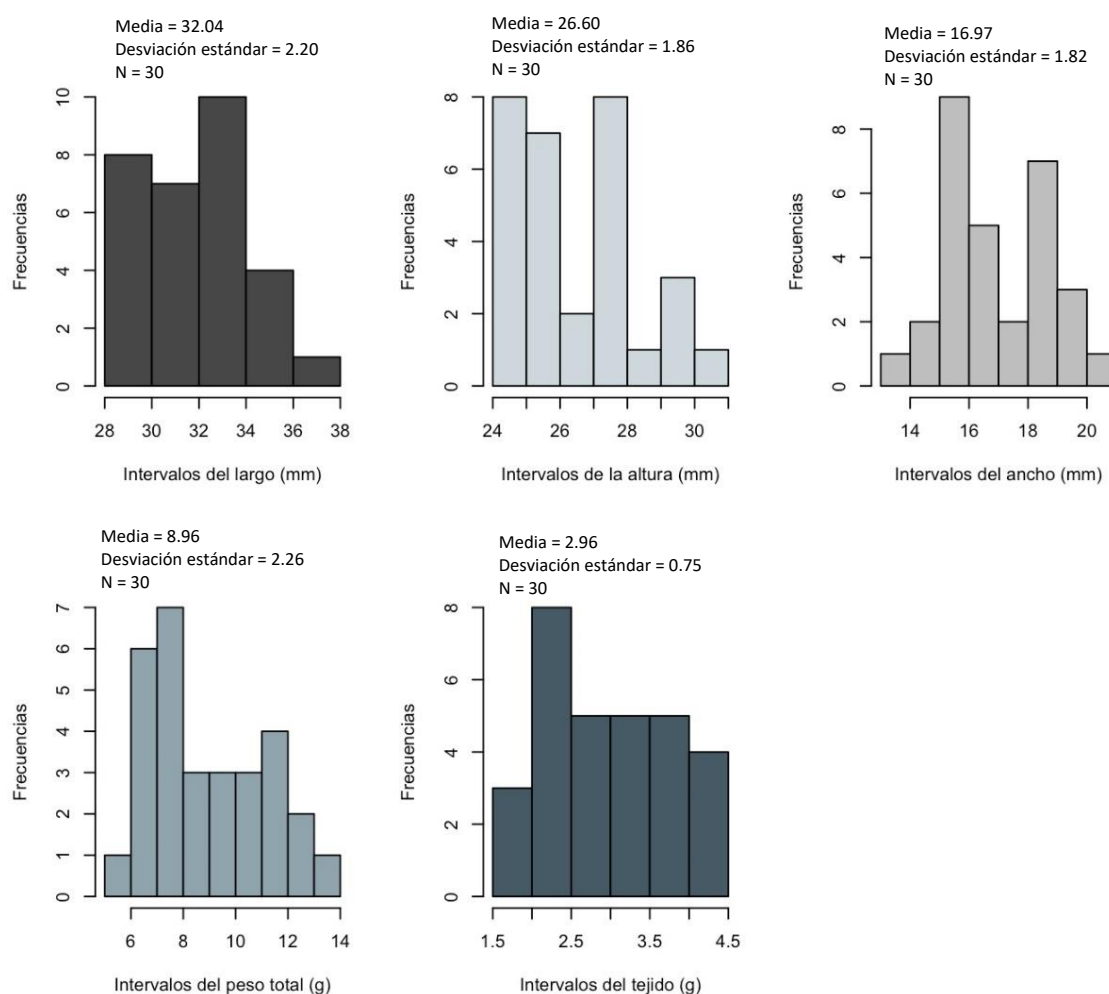
Trabajándose con dos unidades de medición: el número de partículas presentes en el tejido de cada individuo (MP ind⁻¹) y la concentración de microplásticos por gramo de tejido blando (MP g⁻¹). La concentración calculada permitió estimar la exposición del consumidor al ingerir 100 g de carne de almeja.

Resultados y Discusión

Se analizó un total de 30 muestras de *Veneridae* spp., obtenidas de tres puntos de muestreo, con un total de 10 individuos por punto. Dentro de sus parámetros biométricos se obtuvo que el peso total (PT) osciló entre los 5.46 y 13.85 g, siendo el peso promedio de 8.96 g. En cuanto al peso promedio del tejido blando se obtuvo especímenes dentro de un rango de 1.96 y 4.28 g, y un promedio de 2.96 g. El rango de tallas fue de 28 a 37.5 mm de longitud total, con una media de 32.04 mm. La altura obtuvo valores de entre 24 a 31 mm, y un promedio de 26.60 mm. En el ancho se identificó ejemplares de entre 13.75 a 21 mm, con un promedio de 16.97 mm (Figura 3). Encontrándose que las variables no siguen una distribución normal (Anexo C).

Figura 3

Frecuencia de largo, altura, ancho, peso total y peso del tejido de Veneridae spp.

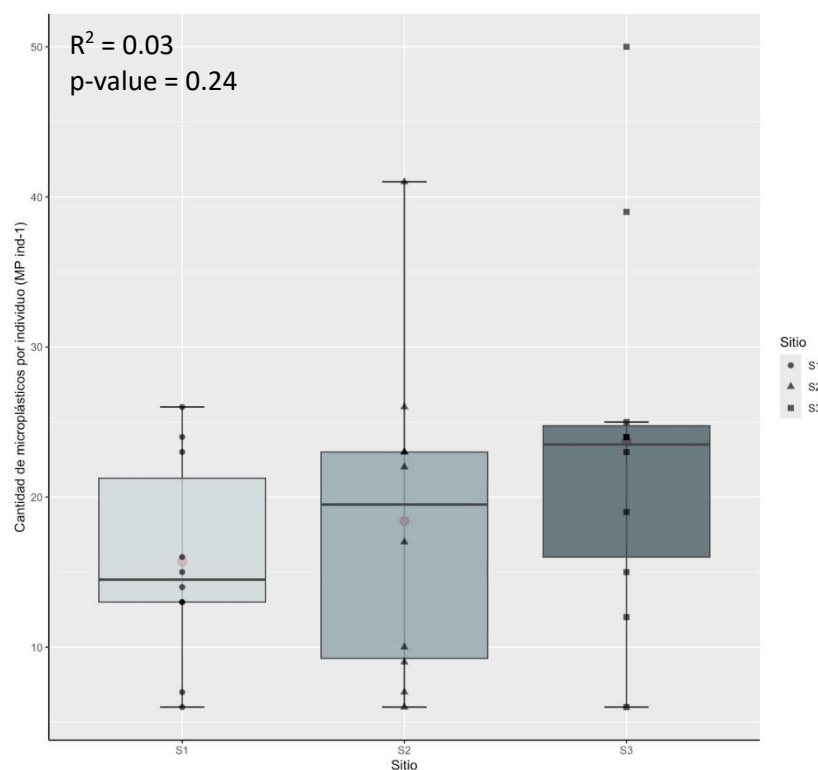


Comparación Entre Puntos de Muestreo

Se detectaron microplásticos en todas las muestras analizadas de *Veneridae* spp., identificándose un total de 578 micropartículas plásticas. La comparación se realizó mediante una prueba de Análisis de la Varianza (ANDEVA) de una vía. En la comparación de los tres puntos muestreados (S1, S2 y S3) se obtuvo un valor de probabilidad mayor al nivel de significancia ($p = 0.24$), por lo que los sitios de muestreo no presentaron diferencias significativas ($p > 0.05$) entre sí en cuanto a la cantidad de microplásticos (MP ind⁻¹) (Figura 4). Esto pudo deberse principalmente a que el Golfo de Fonseca presenta condiciones oceanográficas parecidas a un sistema estuarino. Los estuarios son cuerpos de agua parcialmente cerrados (Pritchard, 1967), con una circulación considerablemente influenciada por los límites laterales costeros (Schubel y Pritchard, 1972), generando una ralentización en el movimiento de las aguas. Por lo que, la retención hidráulica genera un contexto de homogeneidad dentro del Golfo.

Figura 4

Comparación de concentración de MPs entre puntos de muestreo ($p > 0.05$)



Los datos también demuestran una concentración moderada de MPs, en comparación con los reportados para bivalvos en otras publicaciones. La concentración de microplásticos en el tejido blando se encontró en un rango de 1.53 a 18.12 partículas g^{-1} , siendo el promedio de 6.93 partículas g^{-1} (Cuadro 1). Contrastando con la investigación de Bruzaca et al. (2022) quienes mencionan un promedio de 3.66 partículas g^{-1} en *Anomalocardia flexuosa*. Mientras que, Cozzolino et al. (2021) en *R. decussatus* indican una concentración de 18.4 partículas g^{-1} . Reportes como el de Naidu et al. (2022) señalan también concentraciones mayores de 55.04 partículas g^{-1} en *Meretrix casta*. Encontrándose un amplio rango de concentraciones de MPs (partículas g^{-1}) en moluscos bivalvos de la familia *Veneridae* (Anexo E).

Cuadro 1

Cantidad y concentración de microplásticos en Veneridae spp. en los tres puntos de muestreo

Punto de muestreo	Concentración de microplásticos (MP g^{-1})	Cantidad de microplásticos por individuo (MP ind $^{-1}$)	Rango (MPs g^{-1})
Isla la Vaca (S1)	6.35 ± 2.80	15.7 ± 6.45	2.64 - 11.76
Playa El Burro (S2)	5.36 ± 3.45	18.4 ± 10.34	1.53 - 13.23
Isla la Montosa (S3)	9.09 ± 4.37	23.7 ± 12.15	2.24 - 18.12
Promedio total	6.93 ± 3.93	19.27 ± 10.48	1.53 - 18.12

Nota. Datos con promedio y desviación estándar

Por otra parte, considerando una concentración promedio de 6.93 partículas g^{-1} se estima que el consumidor estará expuesto en promedio a 653 microplásticos por la ingesta de una porción de 100 g de almejas. Actualmente es poca la información que se tiene sobre los efectos adversos que dichos contaminantes puedan tener sobre la salud humana (Ebrahimi et al., 2022; Prata et al., 2020; Smith et al., 2018; Yee et al., 2021). Existen marcos legislativos que establecen una dosis máxima de consumo permisible por contaminante (Commission Regulation (EU) 2023/915, 2023; CXS 193-1995, 1995/2023), sin embargo, la escasa información en MPs dificulta la delimitación de un rango de exposición, limitando la toma de decisiones.

La toxicidad de los microplásticos se debe principalmente a los elementos que los constituyen (Campanale et al., 2020; Engler, 2012; Ockenden et al., 2022). Para la elaboración de plásticos se utilizan aditivos químicos con la finalidad de modificar las propiedades de los polímeros (por ejemplo:

estabilizadores, plastificantes, retardantes de fuego y colorantes) (Andrady y Neal, 2009), los cuales ante la degradación y fragmentación se lixivian a los ecosistemas (Do et al., 2022), teniendo efectos perjudiciales para los organismos (T. Ding et al., 2022; Liu et al., 2020). Por otro lado, la naturaleza lipófila de los MPs puede brindarles la capacidad de adsorber contaminantes de su entorno, agravando sus efectos adversos (O'Donovan et al., 2018). Ello supone una mayor amenaza al actuar como vectores de enfermedades (Hou et al., 2021; Viršek et al., 2017; Zhong et al., 2023) y sumideros de otros contaminantes peligrosos (metales pesados, contaminantes orgánicos persistentes, pesticidas, antibióticos y nanopartículas) (Gao et al., 2022). Siendo importante el evaluar los efectos tóxicos de los compuestos que los conforman, así como su capacidad de concentrar contaminantes externos.

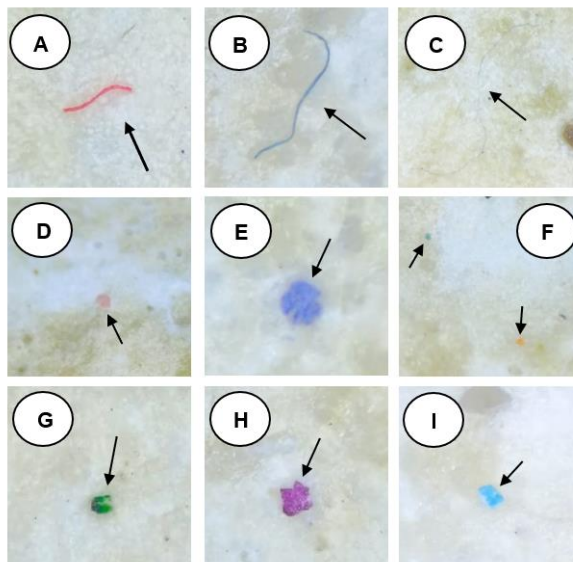
Asimismo, es importante considerar que, aunque la concentración del contaminante bioacumulado no exceda los límites permisibles, un aumento en la cantidad consumida puede aumentar el riesgo de intoxicación (Kroes et al., 2002; Odland et al., 2003). En este contexto, el foco de atención y preocupación son las comunidades costeras que dependen del recurso no solo como ingreso económico sino también como alimento de su canasta básica. De acuerdo con una encuesta realizada a pescadores del Golfo de Fonseca, el 48.07% de los encuestados señalaron que las capturas de pesca/marisquería son destinadas al autoconsumo (Rivero Rodríguez, 2021), simbolizando un riesgo para la seguridad alimentaria de las comunidades locales y los visitantes.

Caracterización de MPs en Veneridae spp.

La clasificación de microplásticos se realizó de acuerdo con forma y color. Se encontraron tres morfotipos de microplásticos: fibra, película y fragmento. Ejemplos de los MPs identificados se encuentran ilustrados en la Figura 5. Dentro de los tres puntos de muestreo, el morfotipo que tuvo mayor predominancia fueron las fibras (77.0%), seguido por las películas (19.7%) y, finalmente, los fragmentos (3.3%) (Figura 6). Otros estudios realizados en moluscos bivalvos también señalan una mayor presencia de microfibras plásticas en el tejido blando (Abidli et al., 2019; Naji et al., 2018).

Figura 5

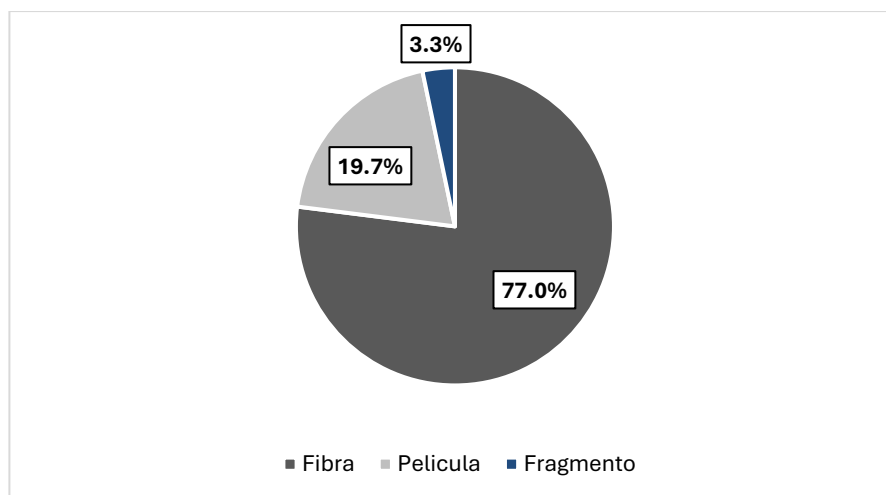
Fotografías de diferentes tipos de MPs encontrados



Nota. Las imágenes se tomaron directamente sobre el papel filtro bajo un microscopio estereoscópico. Las flechas indican fibras (A-C), películas (D-F) y fragmentos (G-I).

Figura 6

Porcentaje según el morfotipo de los MPs encontrados en Veneridae spp. en cada punto de muestreo



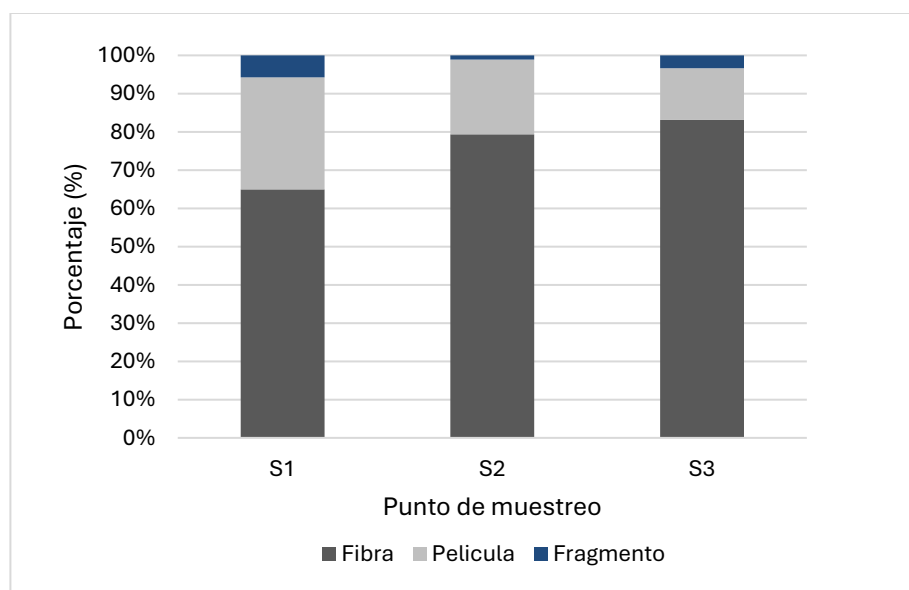
Esto concuerda con Mishra et al. (2019), quienes mencionan que las microfibras son la principal fuente de contaminación marina por microplásticos, identificando como origen de estos a

los efluentes generados por el lavado doméstico de ropa sintética (Singh et al., 2020). Por otra parte, Zhang, Li, et al. (2021) sugiere que las actividades pesquero-marinas también simbolizan una fuente significativa de microplásticos, al promover la liberación de fibras sintéticas originarias de las redes de pesca.

Los individuos del punto S1 presentaron un total de 9 fragmentos (6%), 46 películas (29%) y 102 fibras plásticas (65%); en el caso del punto S2 se contabilizaron 2 fragmentos (1%), 36 películas (20%) y 146 fibras (79%) y para el punto S3 se tuvo 8 fragmentos (8%), 32 películas (14%) y 197 fibras (83%) (Figura 7). La cantidad de fragmentos microplásticos encontrados en las muestras analizadas del sitio S1 y S3 fueron mayores que los encontrados en el punto S2 (Anexos F y G).

Figura 7

Porcentaje según el morfotipo de los MPs encontrados en Veneridae spp. en cada punto de muestreo

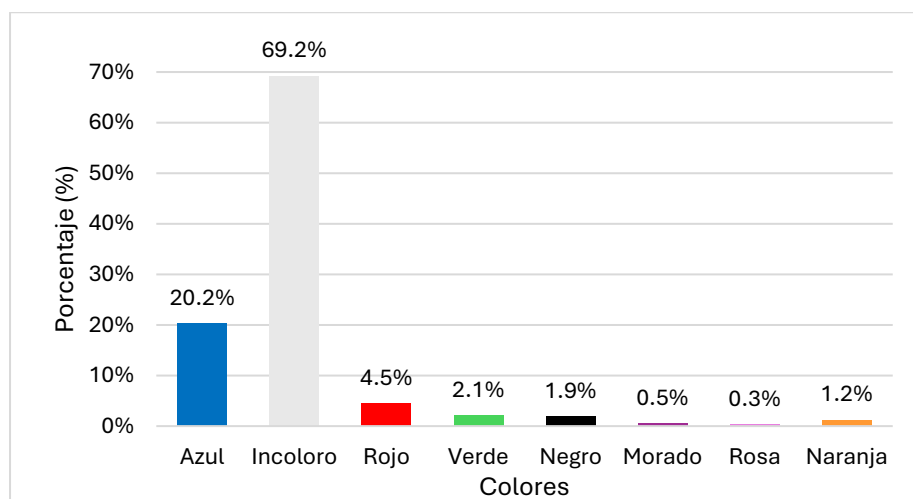


Los microplásticos detectados en las muestras analizadas presentaron una variedad de colores. Dentro de los cuales podemos encontrar: azul, incoloro, rojo, verde, negro, morado, rosa y naranja. La amplia gama de colores encontrados se respalda con la investigación de Gallagher et al. (2016), quienes mencionan que ello puede ser un indicador de la amplia variedad de fuentes de la que los microplásticos provienen. La coloración más recurrente fue la incolora (69.2%) y azul (20.2%)

(Figura 8), siendo las fibras las que mayor predominancia de coloración incolora tuvieron. En otras investigaciones realizadas en moluscos, también se encontró una prevalencia en dicha coloración (Bruzaca et al., 2022; Naji et al., 2018; Villao Rodríguez, 2021). Esto puede ser producto de la degradación química, la cual genera cambios en las propiedades físicas de los microplásticos, como lo es la pérdida parcial o total de su coloración (Corcoran, 2022), siendo la coloración un indicador del origen del plástico y de su vida útil (Kabir et al., 2023). De igual forma, las características morfológicas y la composición química de los MPs pueden sentar las bases para posibles especulaciones sobre sus orígenes (T. Wang et al., 2019). Las películas son comúnmente atribuidas a las bolsas de plástico, así como las envolturas para alimentos (Sari Dewi et al., 2015). En cambio, las fibras pueden derivarse de elementos como la ropa sintética o las cuerdas utilizadas para actividades pesqueras (Šaravanja et al., 2022; Welden y Cowie, 2017).

Figura 8

Colores de los MPs encontrados en Veneridae spp.



El punto de muestreo que mayor MPs de coloración azul mostró fue el S1 con un total de 51 partículas (32%), siendo la de menor cantidad el punto S2 con 30 partículas (16%). Sin embargo, el punto de muestreo con mayor cantidad de partículas incoloras fue el S3 con un total de 183 MPs (77%), valor que se puede asociar a la cantidad de fibras encontradas en el mismo punto. Por otra parte, el punto S1 fue el que presentó una menor cantidad de micropartículas plásticas incoloras, con

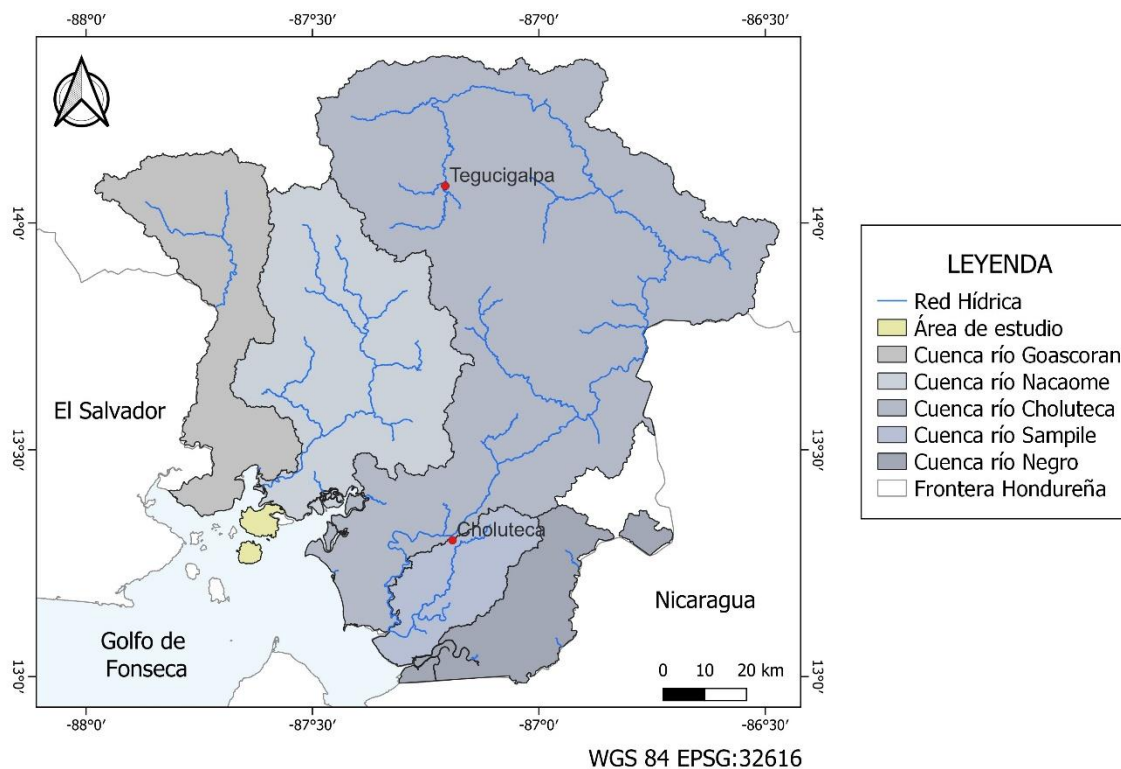
76 MPs (48%). Los colores como el rosa (0.3%), morado (0.5%) y naranja (1.2%) se presentaron en mínimas cantidades. Solo en el punto S1 se visualizaron MPs de coloración rosada, los de color naranja solo se visualizaron en los puntos S1 y S3, mientras que en todos los puntos se observaron partículas moradas (Anexos H y I).

Parte del origen de la problemática sobre la presencia de microplásticos en ecosistemas acuáticos son las frecuentes descargas de aguas residuales (Schell et al., 2021; Woodward et al., 2021). Encontrándose un aumento en la incidencia de microplásticos en los ríos de zonas urbanizadas (Wagner et al., 2019). Aunque aún no existe información suficiente sobre el transporte y distribución de los microplásticos dentro de los océanos (Sheela et al., 2022), se ha señalado que los ríos son las principales vías de transporte de microplásticos hacia el mar (Yuan et al., 2022). El Golfo de Fonseca, correspondiente al límite territorial hondureño, cuenta con cinco ríos que descargan sus aguas en él: río Goascoran, río Nacaome, río Choluteca, río Sampile y río Negro. Aunque hasta el momento no se hayan hecho evaluaciones sobre las concentraciones de MPs en los caudales de dichos ríos, es crucial tenerlos en cuenta al momento de identificar la procedencia del contaminante.

Los ríos tributarios que abastecen al Golfo atraviesan algunas de las principales ciudades del centro y sur de Honduras, como lo es Tegucigalpa y Choluteca (Carrasco, J. C. y Montalván, C., 2023) (Figura 9). Esto somete a los ríos a fuertes presiones ambientales debido a que en sus márgenes se encuentran ubicados numerosos pueblos y ciudades, facilitando la entrada de contaminantes a través de las descargas directas de aguas negras (Ponce de Montoya, 2008). Una investigación realizada por Carrasco, J. C. y Montalván, C. (2023) señala que el mayor aporte de nutrientes inorgánicos en el Golfo de Fonseca proviene del río Choluteca, teniendo repercusiones en la calidad del agua. Si bien es cierto una alta carga inorgánica no es necesariamente símbolo de la presencia de microplásticos, demuestra el impacto de las actividades antropogénicas cuencas arriba, así como la ineficiencia de los tratamientos de aguas municipales. Esto puede dar un indicio de las zonas que presentan una mayor producción y descarga de MPs en el Golfo de Fonseca.

Figura 9

Red hídrica de abastecimiento del Golfo de Fonseca



Correlación Entre los Parámetros Biométricos de Veneridae spp.

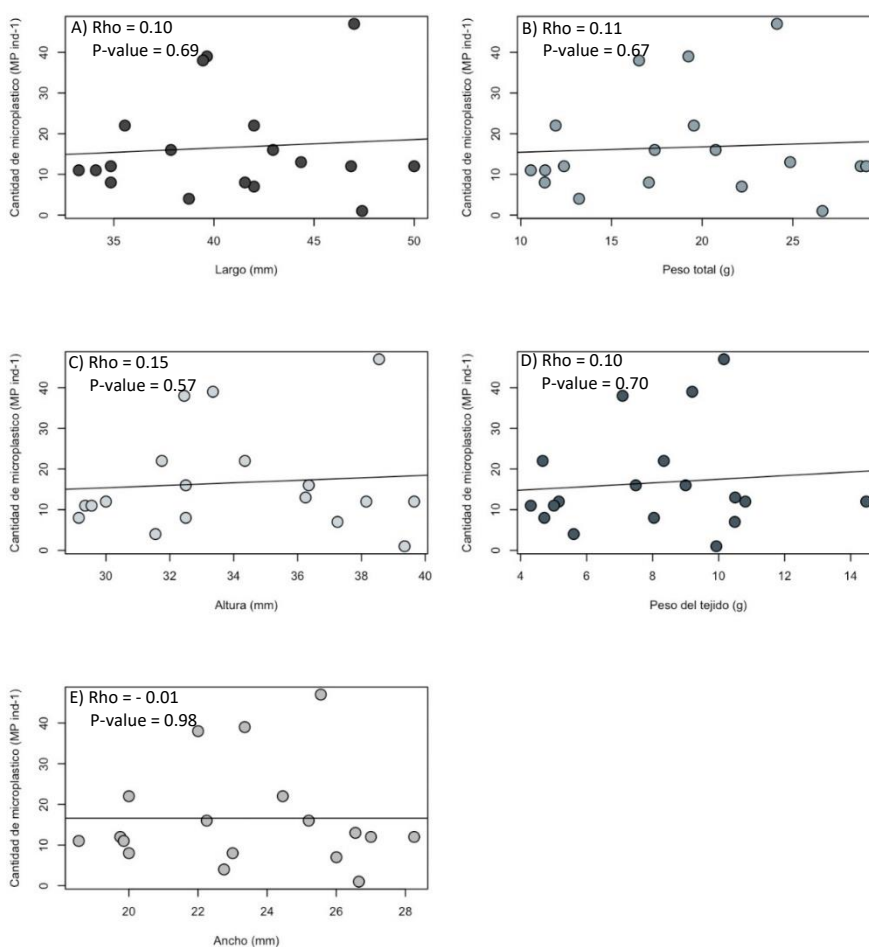
Mediante la aplicación de la prueba no paramétrica de correlación de Spearman (ρ) se demostró la relación entre los parámetros biométricos (longitud, peso total y peso del tejido) al observarse significancia estadística entre ambas variables. El coeficiente de correlación de Spearman obtuvo un valor de $\rho = 0.9636$ para la relación longitud-peso total y, a su vez, mostró un valor de $\rho = 0.8856$ para longitud-peso del tejido. Demostrando una relación lineal positiva fuerte entre las variables biométricas, lo que significa que a medida que la longitud aumenta el peso del tejido y el peso total incrementan.

Relación Entre los Parámetros Biométricos y la Cantidad Total de MPs

No se encontró correlación entre las variables cantidad de MPs y parámetros biométricos en *Veneridae* spp. Obteniéndose un valor no significativo para las variables MPs vs. longitud ($p = 0.6851$), MPs vs. altura ($p = 0.5655$), MPs vs. ancho ($p = 0.9772$), MPs peso total ($p = 0.6674$) y MPs vs. peso del tejido blando ($p = 0.6975$) (Gráfica 10). Los coeficientes de correlación obtenidos demuestran una correlación nula entre las variables propuestas.

Figura 10

Gráfico de dispersión y correlación de spearman para los parámetros biométricos vs. MPs, A) MPs vs. largo; B) MPs vs. peso total; C) MPs vs. altura; D) MPs vs. peso del tejido; E) MPs vs. ancho



Los valores de p demuestran que a pesar de las altas concentraciones de microplásticos encontradas estas no influyen en el desarrollo fisiológico de los organismos muestreados. Otras

investigaciones realizadas en moluscos también han descartado la posible relación entre el desarrollo fisiológico, evaluado a través de los parámetros biométricos, y la ocurrencia de microplásticos (Oliveira et al., 2024; Villao Rodríguez, 2021). Estudios en otros organismos como los peces también han demostrado que no existe relación entre ambas variables (Flores Piguave, 2022; Lino Domínguez, 2019; Mazariegos Ortíz et al., 2021). Sin embargo, es importante evaluar como el grado y tiempo de exposición pueda llegar a ocasionar un daño en el organismo. Los plásticos son un contaminante de degradación lenta, por lo que, sus efectos negativos pueden tardar en manifestarse (Chamas et al., 2020; Gewert et al., 2015). A diferencia de otras sustancias tóxicas los efectos adversos de los MPs dependerán, en gran medida, de sus constituyentes, al igual de como estos reaccionan entre sí y su entorno.

En una investigación realizada por Abidli et al. (2023) encontraron que, ante la exposición a altas concentraciones de MPs de polietileno la tasa de filtración de la especie *R. decussatus* disminuía, influyendo de igual forma en el peso total de las almejas. Esto podría ser un indicador sobre a qué concentraciones se puede comenzar a ver efectos perjudiciales en dicha especie. Sin embargo, los posibles daños ocasionados por los MPs pueden variar de acuerdo con su composición, exposición y tamaño (Abad López et al., 2023; Lei et al., 2018; Zhang, Wen, et al., 2021). Lo que hace difícil llegar a conclusiones precisas considerando el contexto de un entorno natural. Por otra parte, Flores Piguave (2022) plantea la importancia de realizar una comparación de resultados por sexo, considerando la importancia de la salud y condición de las hembras para la preservación de la especie. En otras investigaciones realizadas en moluscos bajo condiciones controladas de laboratorio, se identificó que la exposición a altas concentraciones de microplásticos tiene efectos adversos en su reproducción (Gardon et al., 2018; Jiang et al., 2022; Sussarellu et al., 2016).

Conclusiones

En la presente investigación se confirma la presencia de microplásticos en *Veneridae* spp. extraídas del Golfo de Fonseca, Honduras. Todas las muestras analizadas presentaron MPs, obteniendo una prevalencia del 100% e identificándose un total de 578 micropartículas plásticas.

Los sitios (Isla de la Vaca, Isla La Montosa y Playa del Burro) no presentaron diferencias significativas entre sí en cuanto a concentración de MPs. Sin embargo, los valores encontrados se consideran altos, comparados con investigaciones realizadas en otras especies de moluscos; lo que permite reconocer a la especie *Veneridae* spp. como un potencial bioindicador para identificar los niveles de contaminación por microplásticos.

El morfotipo de MPs más representativo en los tres puntos de muestreo fueron las fibras, representando el 77% de los microplásticos encontrados, identificándose como posible fuente de contaminación los efluentes generados por el lavado doméstico y las actividades pesquero-marinas. La diversidad de colores (azul, incoloro, rojo, verde, negro, morado, rosa y naranja) encontrados evidencia la variedad de fuentes de donde los microplásticos pueden originarse.

Considerando una concentración promedio de 6.93 partículas g^{-1} , una porción de 100 g de tejidos de almejas contiene un promedio de 653 microplásticos, cuyo potencial efecto para la salud humana requiere de mayor investigación.

No se encontró correlación entre la cantidad de MPs y los parámetros biométricos. Esto indica que los individuos no se vieron influenciados por la presencia de microplásticos. No obstante, los resultados no aportan suficiente evidencia sobre el bienestar general de los individuos analizados.

Recomendaciones

Continuar realizando estudios con diferentes especies de moluscos bivalvos de interés comercial, dada su repercusión en la seguridad alimentaria de las comunidades costeras. Considerando, a su vez, distintos puntos de muestreo en el Golfo de Fonseca como lo son las desembocaduras de los ríos: Goascorán, Nacaome, Choluteca, Sampire y Negro.

Identificar las fuentes de origen utilizando la caracterización de MPs como punto de inicio. Exhortándose a las municipalidad y autoridades locales el reconocimiento de las fuentes principales de residuos sólidos generadoras de MPs, con la finalidad de crear un Programa de Gestión Integrada de Residuos Sólidos que reduzca la presencia e ingreso del contaminante a los ecosistemas.

A nivel local, es necesario generar conciencia sobre la correcta disposición de los residuos, así como la importancia del reciclaje. Sin embargo, ello debe ir junto con un llamado de atención a las empresas generadoras de plástico, ya sea como producto primario o secundario, de un solo uso.

Para la digestión del material biológico estudios previos hacen mención del uso de KOH al 10%, pero este reactivo es corrosivo para metales lo que puede generar daños a los hornos en la etapa de incubación debido a la liberación de gases. Por lo que, se recomienda la elaboración de un horno casero con la finalidad de evitar deterioros en el material de laboratorio.

Aumentar el tamaño de la muestra con la finalidad de obtener un rango más amplio de tamaños, incluyendo ejemplares de menor tamaño, con la finalidad de obtener datos más precisos que permitan adquirir un mejor conocimiento sobre el comportamiento de ambas variables (cantidad vs. parámetros biométricos).

Para futuras investigaciones se debe considerar, dentro de la evaluación de las propiedades físicas, el tamaño de los microplásticos presentes en las muestras analizadas. Esto permitirá profundizar sobre sus posibles vías de transporte y transferencia dentro de los ecosistemas y organismos. Además, se debe realizar un estudio más exhaustivo dentro de la misma área. Los análisis morfológicos o químicos empleando herramientas como el espectroscopio FT-IR (Espectroscopía

infrarroja por transformada de Fourier) evitan una posible identificación errónea de MPs al igual de proveer información sobre el tipo de polímero encontrado. Dicho análisis, además de reducir el sesgo, facilitará la identificación de su fuente de origen.

Referencias

- Abad López, A. P., Trilleras, J., Arana, V. A., Garcia-Alzate, L. S. y Grande-Tovar, C. D. (2023). Atmospheric microplastics: Exposure, toxicity, and detrimental health effects. *RSC Advances*, 13(11), 7468–7489. <https://doi.org/10.1039/D2RA07098G>
- Abidli, S., Lahbib, Y. y Trigui El Menif, N. (2019). Microplastics in commercial molluscs from the lagoon of Bizerte (Northern Tunisia). *Marine Pollution Bulletin*, 142, 243–252. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.048>
- Abidli, S., Zaidi, S., Ben Younes, R., Lahbib, Y. y Trigui El Menif, N. (2023). Impact of polyethylene microplastics on the clam *Ruditapes decussatus* (Mollusca: Bivalvia): Examination of filtration rate, growth, and immunomodulation. *Ecotoxicology*, 32(6), 746–755. <https://doi.org/10.1007/s10646-023-02683-2>
- Andrady, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1596–1605. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>
- Andrady, A. L. y Neal, M. A. (2009). Applications and societal benefits of plastics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 1977–1984. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0304>
- Arthur, C., Baker, J. y Bamford, H. *Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects, and Fate of Microplastic Marine Debris*. University of Washington Tacoma. https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/2509/noaa_2509_DS1.pdf
- Bruzaca, D. N. A., Justino, A. K. S., Mota, G. C. P., Costa, G. A., Lucena-Frédou, F. y Gálvez, A. O. (2022). Occurrence of microplastics in bivalve molluscs *Anomalocardia flexuosa* captured in Pernambuco, Northeast Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 179, 113659. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113659>
- Campanale, C., Massarelli, C., Savino, I., Locaputo, V. y Uricchio, V. F. (2020). A Detailed Review Study on Potential Effects of Microplastics and Additives of Concern on Human Health. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(4), 1212. <https://doi.org/10.3390/ijerph17041212>
- Carrasco, J. C. y Montalván, C. (2023). *Índice de calidad del agua del Golfo de Fonseca, costa del Pacífico de Honduras*. Comité para la Defensa y Desarrollo de la Flora y Fauna del Golfo de Fonseca (CODDEFFAGOLF). Comité para la Defensa y Desarrollo de la Flora y Fauna del Golfo de Fonseca (CODDEFFAGOLF).
- Castañeta, G., Gutiérrez, A. F., Nacaratte, F. y Manzano, C. A. (2020). Microplastics: a contaminant that grows in all environmental areas, its characteristics. *Revista Boliviana De Química*, 37(3). <https://doi.org/10.34098/2078-3949.37.3.4>
- Chamas, A., Moon, H., Zheng, J., Qiu, Y., Tabassum, T., Jang, J. H., Abu-Omar, M., Scott, S. L. y Suh, S. (2020). Degradation Rates of Plastics in the Environment. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 8(9), 3494–3511. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.9b06635>
- Commission Regulation (EU) 2023/915, Journal of the European Union (2023). <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32023R0915>

- Corcoran, P. L. (2022). Degradation of Microplastics in the Environment. En *Springer Nature Reference. Handbook of microplastics in the environment* (pp. 531–542). Springer Nature Switzerland AG. https://doi.org/10.1007/978-3-030-39041-9_10
- Cox, K. D., Covernton, G. A., Davies, H. L., Dower, J. F., Juanes, F. y Dudas, S. E. (2019). Human Consumption of Microplastics. *Environmental Science & Technology*, 53(12), 7068–7074. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01517>
- Cozzolino, L., los Santos, C. B. de, Zardi, G. I., Repetto, L. y Nicastro, K. R. (2021). Microplastics in commercial bivalves harvested from intertidal seagrasses and sandbanks in the Ria Formosa lagoon, Portugal. *Marine and Freshwater Research*, 72(7), 1092–1099. <https://doi.org/10.1071/MF20202>
- Crovato, S., Mascarello, G., Marcolin, S., Pinto, A. y Ravarotto, L. (2019). From purchase to consumption of bivalve molluscs: A qualitative study on consumers' practices and risk perceptions. *Food Control*, 96, 410–420. <https://doi.org/10.1016/j.foodcont.2018.09.040>
- Dehaut, A., Cassone, A.-L., Frère, L., Hermabessiere, L., Himber, C., Rinnert, E., Rivière, G., Lambert, C., Soudant, P., Huvet, A., Duflos, G. y Paul-Pont, I. (2016). Microplastics in seafood: Benchmark protocol for their extraction and characterization. *Environmental Pollution (Barking, Essex : 1987)*, 215, 223–233. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.05.018>
- Ding, J., Sun, C., He, C., Li, J [Jingxi], Ju, P. y Li, F. (2021). Microplastics in four bivalve species and basis for using bivalves as bioindicators of microplastic pollution. *The Science of the Total Environment*, 782, 146830. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146830>
- Ding, T., Wei, L., Hou, Z., Li, J [Juying], Zhang, C. y Lin, D. (2022). Microplastics altered contaminant behavior and toxicity in natural waters. *Journal of Hazardous Materials*, 425, 127908. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127908>
- Do, A. T. N., Ha, Y. y Kwon, J.-H. (2022). Leaching of microplastic-associated additives in aquatic environments: A critical review. *Environmental Pollution (Barking, Essex : 1987)*, 305, 119258. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119258>
- Ebrahimi, P., Abbasi, S., Pashaei, R., Bogusz, A. y Oleszczuk, P. (2022). Investigating impact of physicochemical properties of microplastics on human health: A short bibliometric analysis and review. *Chemosphere*, 289, 133146. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133146>
- Engler, R. E. (2012). The complex interaction between marine debris and toxic chemicals in the ocean. *Environmental Science & Technology*, 46(22), 12302–12315. <https://doi.org/10.1021/es3027105>
- Flores Piguave, J. S. (2022). *Estudio de microplásticos en el tracto digestivo y en tejidos de Selene peruviana y Lepophidium negropinna que desembarcan en el puerto pesquero Anconcito – Santa Elena, Ecuador* [Trabajo de integración curricular, Universidad Estatal Península de Santa Elena, Santa Elena, Ecuador]. [repositorio.upse.edu.ec. https://repositorio.upse.edu.ec/handle/46000/8842](https://repositorio.upse.edu.ec/handle/46000/8842)
- Food and Agriculture Organization. (2020). *The state of world fisheries and aquaculture: Sustainability in action*. The state of world fisheries and aquaculture.

<https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/170b89c1-7946-4f4d-914a-fc56e54769de/content>

- General standard for contaminants and toxins in food and feed, Codex Alimentarius 2 (1995).
- Gallagher, A., Rees, A., Rowe, R., Stevens, J. y Wright, P. (2016). Microplastics in the Solent estuarine complex, UK: An initial assessment. *Marine Pollution Bulletin*, 102(2), 243–249. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.04.002>
- Gao, N., Yang, L., Lu, X., Duan, Z., Zhu, L. y Feng, J. (2022). A review of interactions of microplastics and typical pollutants from toxicokinetics and toxicodynamics perspective. *Journal of Hazardous Materials*, 432, 128736. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.128736>
- Gardon, T., Reisser, C., Soyez, C., Quillien, V. y Le Moullac, G. (2018). Microplastics Affect Energy Balance and Gametogenesis in the Pearl Oyster *Pinctada margaritifera*. *Environmental Science & Technology*, 52(9), 5277–5286. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b00168>
- Gewert, B., Plassmann, M. M. y MacLeod, M. (2015). Pathways for degradation of plastic polymers floating in the marine environment. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 17(9), 1513–1521. <https://doi.org/10.1039/C5EM00207A>
- González Bermúdez, G. A., Jara Calderón, V. E. y Garro Fallas, J. A. (2016). El Golfo de Fonseca, más que un conflicto político. La perspectiva desde los actores locales y pobladores costeros. *Pensamiento Actual*, 16(26), 147. <https://doi.org/10.15517/pa.v16i26.25189>
- Hamza-Chaffai, A. (2014). Usefulness of Bioindicators and Biomarkers in Pollution Biomonitoring. *International Journal of Biotechnology for Wellness Industries*, 3(1), 19–26. https://www.academia.edu/48069033/Usefulness_of_Bioindicators_and_Biomarkers_in_Pollution_Biomonitoring
- Hou, D., Hong, M., Wang, Y., Dong, P., Cheng, H., Yan, H., Yao, Z., Li, D., Wang, K. y Zhang, D. (2021). Assessing the Risks of Potential Bacterial Pathogens Attaching to Different Microplastics during the Summer-Autumn Period in a Mariculture Cage. *Microorganisms*, 9(9), 1909. <https://doi.org/10.3390/microorganisms9091909>
- Jiang, W., Fang, J [Jinghui], Du, M., Gao, Y., Fang, J [Jianguang] y Jiang, Z. (2022). Microplastics influence physiological processes, growth and reproduction in the Manila clam, *Ruditapes philippinarum*. *Environmental Pollution (Barking, Essex : 1987)*, 293, 118502. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118502>
- Kabir, M. S., Wang, H., Luster-Teasley, S., Zhang, L. y Zhao, R. (2023). Microplastics in landfill leachate: Sources, detection, occurrence, and removal. *Environmental Science and Ecotechnology*, 16, 100256. <https://doi.org/10.1016/j.ese.2023.100256>
- Kershaw, P. J. y Rochman, C. M [C. M.]. (2015). *Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part 2 of a global assessment*. <http://www.gesamp.org/site/assets/files/1275/sources-fate-and-effects-of-microplastics-in-the-marine-environment-part-2-of-a-global-assessment-en.pdf>
- Kroes, R., Müller, D., Lambe, J., Löwik, M. R. H., van Klaveren, J., Kleiner, J., Massey, R., Mayer, S., Urieta, I., Verger, P. y Visconti, A. (2002). Assessment of intake from the diet. *Food and Chemical Toxicology*, 40(2-3), 327–385. [https://doi.org/10.1016/S0278-6915\(01\)00113-2](https://doi.org/10.1016/S0278-6915(01)00113-2)

- Landrum, P. F. y Fisher, S. W. (1999). Influence of Lipids on the bioaccumulation and trophic transfer of organic contaminants in aquatic organisms. En M. T. Arts y B. Wainman (Eds.), *Lipids in freshwater ecosystems* (pp. 203–234). Springer. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-0547-0_10
- Lei, L., Wu, S., Lu, S., Liu, M., Song, Y., Fu, Z., Shi, H., Raley-Susman, K. M. y He, D. (2018). Microplastic particles cause intestinal damage and other adverse effects in zebrafish *Danio rerio* and nematode *Caenorhabditis elegans*. *The Science of the Total Environment*, 619-620, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.103>
- Lino Domínguez, J. G. (2019). *Microplástico en el tracto digestivo de *Scomber japonicus*, *Opisthonema libertate* y *Auxis thazard*, comercializados en el puerto pesquero de Santa Rosa, provincia de Santa Elena-Ecuador* [Trabajo de titulación, Universidad Estatal Península de Santa Elena, Santa Elena, Ecuador]. [repositorio.upse.edu.ec. https://repositorio.upse.edu.ec/handle/46000/5246](https://repositorio.upse.edu.ec/handle/46000/5246)
- Liu, W., Zhao, Y., Shi, Z., Li, Z. y Liang, X. (2020). Ecotoxicoproteomic assessment of microplastics and plastic additives in aquatic organisms: A review. *Comparative Biochemistry and Physiology. Part D, Genomics & Proteomics*, 36, 100713. <https://doi.org/10.1016/j.cbd.2020.100713>
- López-Aguirre, J. F., Pomaquero Yuquilema, J. C. y López Salazar, J. L. (2020). Análisis de la contaminación ambiental por plásticos en la ciudad de Riobamba. *Polo del Conocimiento: Revista científico - profesional*, 5(12), 725–742. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=8042547>
- Markert, B. A., Breure, A. M. y Zechmeister, H. G. (Eds.). (2002). *Bioindicators and biomonitors: Chapter 17 - Molluscs as bioindicators*. <https://citeseerx.ist.psu.edu/document?repid=rep1&type=pdf&doi=b381b111d45e0100e93ebc950a9b496e9c90a581>
- Martínez, A. d. R. y Bravo, J. R. (2013). *Evaluación de potenciales impactos y reducción de la vulnerabilidad de la pesca y la acuicultura al cambio climático en el Golfo de Fonseca*. Taller FAO/Centro de Investigación Oceanográfica en el Pacífico. <https://core.ac.uk/download/pdf/35140219.pdf>
- Mazariegos Ortíz, C. H., Xajil-Sabán, M., Blanda, E. y Delvalle-Borrero, D. (2021). Occurrence of microplastics in the digestive tract of fishes from Reserva Natural de Usos Múltiples Monterrico, Guatemala. *Ecosistemas*, 30(2), 1–7. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2188>
- Mishra, S., Rath, C. c. y Das, A. P. (2019). Marine microfiber pollution: A review on present status and future challenges. *Marine Pollution Bulletin*, 140, 188–197. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.01.039>
- Naidu, B. C., Xavier, K., Shukla, S. P., Jaiswar, A. K. y Nayak, B. B. (2022). Comparative study on the microplastics abundance, characteristics, and possible sources in yellow clams of different demographic regions of the northwest coast of India. *Journal of Hazardous Materials Letters*, 3, 100051. <https://doi.org/10.1016/j.hazl.2022.100051>
- Naji, A., Nuri, M. y Vethaak, A. D. (2018). Microplastics contamination in molluscs from the northern part of the Persian Gulf. *Environmental Pollution (Barking, Essex : 1987)*, 235, 113–120. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.046>

- O'Donovan, S., Mestre, N. C., Abel, S., Fonseca, T. G., Carteny, C. C., Cormier, B., Keiter, S. H. y Bebianno, M. J. (2018). Ecotoxicological Effects of Chemical Contaminants Adsorbed to Microplastics in the Clam *Scrobicularia plana*. *Frontiers in Marine Science*, 5. <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00143>
- Ockenden, A., Northcott, G. L., Tremblay, L. A. y Simon, K. S. (2022). Disentangling the influence of microplastics and their chemical additives on a model detritivore system. *Environmental Pollution (Barking, Essex : 1987)*, 307, 119558. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119558>
- Odland, J. Ø., Deutch, B., Hansen, J. C. y Burkow, I. C. (2003). The importance of diet on exposure to and effects of persistent organic pollutants on human health in the Arctic. *Acta Pædiatrica*, 92(11), 1255–1266. <https://doi.org/10.1111/j.1651-2227.2003.tb00494.x>
- Oliveira, S., Krelling, A. P. y Turra, A. (2024). Contamination by microplastics in oysters shows a widespread but patchy occurrence in a subtropical estuarine system. *Marine Pollution Bulletin*, 203, 116380. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116380>
- Outa, J. O., Kowenje, C. O., Avenant-Oldewage, A. y Jirsa, F. (2020). Trace Elements in Crustaceans, Mollusks and Fish in the Kenyan Part of Lake Victoria: Bioaccumulation, Bioindication and Health Risk Analysis. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 78(4), 589–603. <https://doi.org/10.1007/s00244-020-00715-0>
- Parolini, M., Stucchi, M., Ambrosini, R. y Romano, A. (2023). A global perspective on microplastic bioaccumulation in marine organisms. *Ecological Indicators*, 149, 110179. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110179>
- Pereira, W. E., Hostettler, F. D. y Rapp, J. B. (1992). Bioaccumulation of hydrocarbons derived from terrestrial and anthropogenic sources in the Asian clam, *Potamocorbula amurensis*, in San Francisco Bay estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 24(2), 103–109. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(92\)90738-R](https://doi.org/10.1016/0025-326X(92)90738-R)
- PlasticsEurope. (2022). *Plastics—The Facts 2022: an analysis of european plastics production, demand and waste data*. <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-facts-2022/>
- Ponce de Montoya, B. (2008). Análisis de la contaminación del Río Choluteca y sus efectos sobre la población a su paso por Tegucigalpa. *Revista Ciencia y Tecnología*(2), 19–37. <https://doi.org/10.5377/rct.v0i2.1816>
- Popek, E. (2018). *Sampling and Analysis of Environmental Chemical Pollutants: Chapter 2 - Environmental Chemical Pollutants* (2ª ed.). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803202-2.00002-1>
- Prata, J. C., Da Costa, J. P., Lopes, I., Duarte, A. C. y Rocha-Santos, T. (2020). Environmental exposure to microplastics: An overview on possible human health effects. *The Science of the Total Environment*, 702, 134455. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134455>
- Pritchard, D. W [D. W.] (1967). What is an estuary: Physical viewpoint. *American Association for the Advancement of Science*, 1, 149–176. <https://eurekamag.com/research/020/614/020614976.php>
- Rivero Rodríguez, S. (2021). *Diagnóstico sector pesquero y marisquero en el Golfo de Fonseca Hondureño*. CETMAR. <https://cetmar.org/wp-content/uploads/2022/11/Diagnostico-Sector-Pesquero-Marisquero-Golfo-de-FONSECA.pdf>

- Šaravanja, A., Pušić, T. y Dekanić, T. (2022). Microplastics in Wastewater by Washing Polyester Fabrics. *Materials*, 15(7), 2683. <https://doi.org/10.3390/ma15072683>
- Sari Dewi, I., Aditya Budiarsa, A. y Ramadhan Ritonga, I. (2015). Distribusi mikroplastik pada sedimen di Muara Badak, Kabupaten Kutai Kartanegara. *Depik*, 4(3). <https://doi.org/10.13170/depik.4.3.2888>
- Schell, T., Hurley, R., Nizzetto, L., Rico, A. y Vighi, M. (2021). Spatio-temporal distribution of microplastics in a Mediterranean river catchment: The importance of wastewater as an environmental pathway. *Journal of Hazardous Materials*, 420, 126481. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126481>
- Schernewski, G., Radtke, H., Hauk, R., Baresel, C., Olshammar, M., Osinski, R. y Oberbeckmann, S. (2020). Transport and behavior of microplastics emissions from urban sources in the baltic sea. *Frontiers in Environmental Science*, 8, Artículo 579361. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.579361>
- Schubel, J. R. y Pritchard, D. W [D W] (1972). The Estuarine Environment, Part 1. *Journal of Geoscience Education*, 20(2), 60–68. <https://www.tandfonline.com/doi/pdf/10.5408/0022-1368-20.2.60>
- Sheela, A. M., Manimekalai, B. y Dhinakaran, G. (2022). Review on the distribution of microplastics in the oceans and its impacts: Need for modeling-based approach to investigate the transport and risk of microplastic pollution. *Environmental Engineering Research*, 27(4), 210243-0. <https://doi.org/10.4491/eer.2021.243>
- Singh, R. P., Mishra, S. y Das, A. P. (2020). Synthetic microfibers: Pollution toxicity and remediation. *Chemosphere*, 257, 127199. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127199>
- Smith, M., Love, D. C., Rochman, C. M [Chelsea M.] y Neff, R. A. (2018). Microplastics in Seafood and the Implications for Human Health. *Current Environmental Health Reports*, 5(3), 375–386. <https://doi.org/10.1007/s40572-018-0206-z>
- Soto, L. (2012). *Informe de evaluación de la actividad pesquera en el Golfo de Fonseca, Honduras (2004-2010)*. https://docplayer.es/24700929-Informe-de-evaluacion-de-la-actividad-pesquera-en-el-golfo-de-fonseca-honduras.html#google_vignette
- Stoker, S. (1981). *Química ambiental contaminación del aire y del agua*. Blume. <https://bibliotecas.afundacion.org/opac/ficha.php?informatico=00008297MO&codopac=OP ECC&idpag=836608166>
- Sussarellu, R., Suquet, M., Thomas, Y., Lambert, C., Fabioux, C., Pernet, M. E. J., Le Goïc, N., Quillien, V., Mingant, C., Epelboin, Y., Corporeau, C., Guyomarch, J., Robbins, J., Paul-Pont, I., Soudant, P. y Huvet, A. (2016). Oyster reproduction is affected by exposure to polystyrene microplastics. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(9), 2430–2435. <https://doi.org/10.1073/pnas.1519019113>
- Usman, S., Abdull Razis, A. F., Shaari, K., Amal, M. N. A., Saad, M. Z., Mat Isa, N., Nazarudin, M. F., Zulkifli, S. Z., Sutra, J. y Ibrahim, M. A. (2020). Microplastics Pollution as an Invisible Potential Threat to Food Safety and Security, Policy Challenges and the Way Forward. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(24), 9591. <https://doi.org/10.3390/ijerph17249591>

- Vaid, M., Sarma, K. y Gupta, A. (2021). Microplastic pollution in aquatic environments with special emphasis on riverine systems: Current understanding and way forward. *Journal of Environmental Management*, 293, 112860. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112860>
- Villao Rodríguez, J. R. (2021). *Microplásticos en mejillones, Mytella guyanensis, capturados en Puerto El Morro, provincia del Guayas-Ecuador, durante noviembre y diciembre de 2021* [Tesis de Pregrado, Universidad Estatal Península de Santa Elena, La Libertad, Ecuador]. repositorio.upse.edu.ec. <https://repositorio.upse.edu.ec/handle/46000/8106>
- Viršek, M. K., Lovšin, M. N., Koren, Š., Kržan, A. y Peterlin, M. (2017). Microplastics as a vector for the transport of the bacterial fish pathogen species *Aeromonas salmonicida*. *Marine Pollution Bulletin*, 125(1-2), 301–309. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.08.024>
- Wagner, S., Klöckner, P., Stier, B., Römer, M., Seiwert, B., Reemtsma, T. y Schmidt, C. (2019). Relationship between Discharge and River Plastic Concentrations in a Rural and an Urban Catchment. *Environmental Science & Technology*, 53(17), 10082–10091. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03048>
- Wang, J., Tan, Z., Peng, J., Qiu, Q. y Li, M. (2016). The behaviors of microplastics in the marine environment. *Marine Environmental Research*, 113, 7–17. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.10.014>
- Wang, T., Zou, X., Li, B., Yao, Y., Zang, Z., Li, Y [Yali], Yu, W. y Wang, W [Wanzhi] (2019). Preliminary study of the source apportionment and diversity of microplastics: Taking floating microplastics in the South China Sea as an example. *Environmental Pollution (Barking, Essex : 1987)*, 245, 965–974. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.110>
- Wang, W. X. y Fisher, N. S. (1999). Delineating metal accumulation pathways for marine invertebrates. *Science of the Total Environment*, 237-238, 459–472. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00158-8](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00158-8)
- Welden, N. A. y Cowie, P. R. (2017). Degradation of common polymer ropes in a sublittoral marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 118(1-2), 248–253. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.02.072>
- Woodward, J., Li, J [Jiawei], Rothwell, J. y Hurley, R. (2021). Acute riverine microplastic contamination due to avoidable releases of untreated wastewater. *Nature Sustainability*, 4(9), 793–802. <https://doi.org/10.1038/s41893-021-00718-2>
- Wright, S. L. y Kelly, F. J. (2017). Plastic and Human Health: A Micro Issue? *Environmental Science & Technology*, 51(12), 6634–6647. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00423>
- Yee, M. S.-L., Hii, L.-W., Looi, C. K., Lim, W.-M., Wong, S.-F., Kok, Y.-Y., Tan, B.-K., Wong, C.-Y. y Leong, C.-O. (2021). Impact of Microplastics and Nanoplastics on Human Health. *Nanomaterials*, 11(2), 496. <https://doi.org/10.3390/nano11020496>
- Yuan, W., Christie-Oleza, J. A., Xu, E. G., Li, J [Jiawei], Zhang, H [Haibo], Wang, W [Wenfeng], Lin, L., Zhang, W. y Yang, Y. (2022). Environmental fate of microplastics in the world's third-largest river: Basin-wide investigation and microplastic community analysis. *Water Research*, 210, 118002. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.118002>
- Zhang, X [X], Li, S., Liu, Y., Yu, K., Zhang, H [H], Yu, H. y Jiang, J. (2021). Neglected microplastics pollution in the nearshore surface waters derived from coastal fishery activities in Weihai,

- China. *The Science of the Total Environment*, 768, 144484. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144484>
- Zhang, X [X], Wen, K., Ding, D., Liu, J., Lei, Z., Chen, X., Ye, G., Zhang, J., Shen, H., Yan, C., Dong, S., Huang, Q. y Lin, Y. (2021). Size-dependent adverse effects of microplastics on intestinal microbiota and metabolic homeostasis in the marine medaka (*Oryzias melastigma*). *Environment International*, 151, 106452. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106452>
- Zhong, H., Wu, M., Sonne, C., Lam, S. S., Kwong, R. W. M., Jiang, Y., Zhao, X., Sun, X., Zhang, X [Xuxiang], Li, C., Li, Y [Yuanyuan], Qu, G., Jiang, F., Shi, H., Ji, R. y Ren, H. (2023). The hidden risk of microplastic-associated pathogens in aquatic environments. *Eco-Environment & Health*, 2(3), 142–151. <https://doi.org/10.1016/j.eehl.2023.07.004>
- Zou, Y.-D., Xu, Q.-Q., Zhang, G., Li, F.-Y. y Li, F.-M. (2019). Influence of six digestion methods on the determination of polystyrene Microplastics in Organisms Using the Fluorescence Intensity. *Huan jing ke xue= Huanjing kexue*, 40(1), 496–503. <https://doi.org/10.13227/j.hjx.201804072>

Anexos**Anexo A***Coordenadas de los puntos de muestreo en el Golfo de Fonseca*

Puntos de muestreo	Coordenadas	
	Latitud	Longitud
S1	13°18'03.2" N	87°35'50.7" W
S2	13°17'28.5"N	87°37'08.6"W
S3	13°17'06.2"N	87°36'54.0"W
S4	13° 13' 48" N	87° 26' 37"W

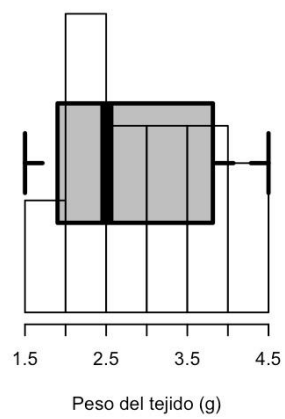
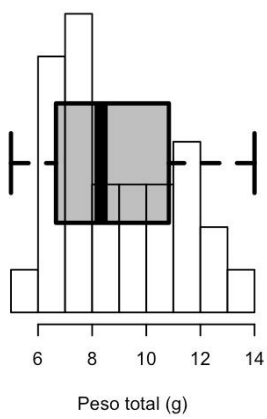
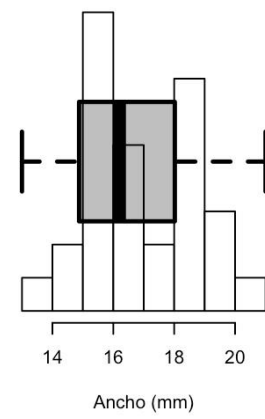
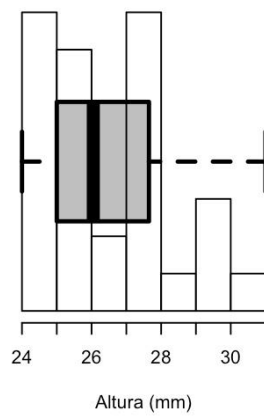
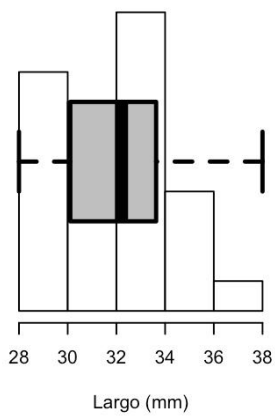
Anexo B

Características morfológicas de Veneridae spp. en tres puntos de muestreo (S1, S2, S3)

Punto de muestreo	Número	Longitud (mm)	Altura (mm)	Ancho (mm)	Peso total (g/individuo)	Peso del tejido blando (g/individuo)	Prevalencia (%)
Isla la Vaca (S1)	10	31.70±1.77	25.47±1.08	16.28±1.09	8.07±1.64	2.56±0.58	100%
Playa El Burro (S2)	10	33.4±1.98	28.36±1.62	18.78±1.21	10.95±1.92	3.66±0.51	100%
Isla la Montosa (S3)	10	31.02±2.00	25.98±1.21	15.85±1.40	7.86±1.59	2.66±0.56	100%

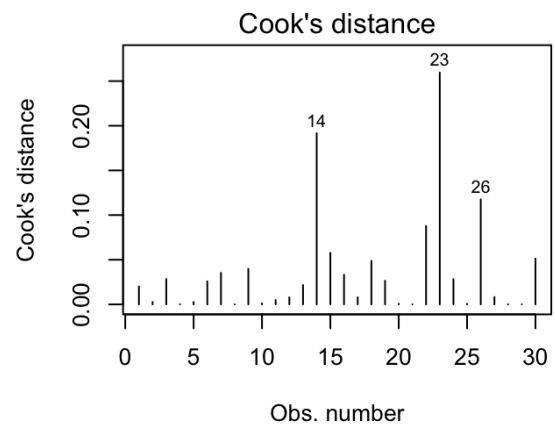
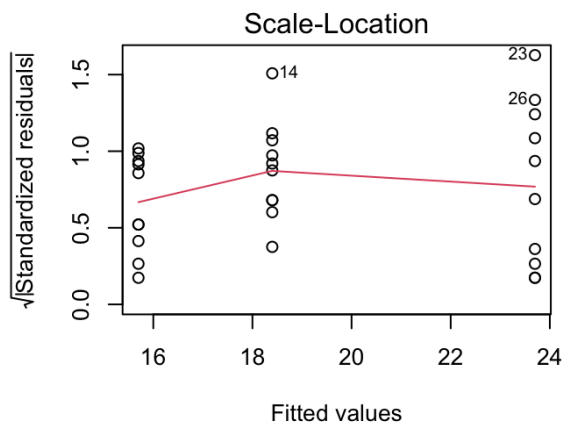
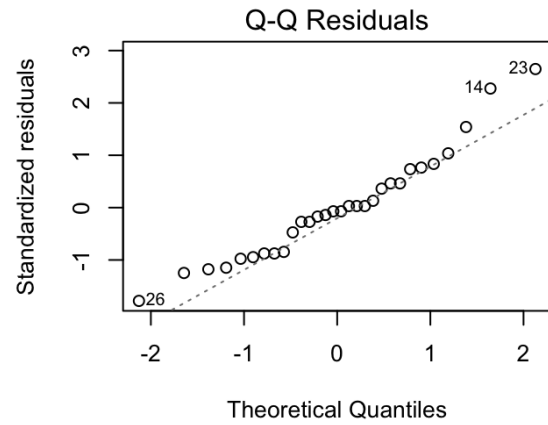
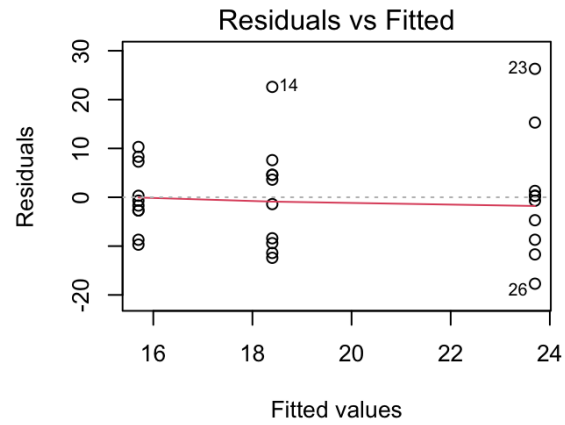
Anexo C

Histograma de frecuencias y gráfico de cajas de los valores obtenido para largo, altura, ancho, peso total y peso del tejido de Veneridae spp.



Anexo D

Diagnóstico de supuesto de normalidad y homogeneidad de la variable cantidad



Anexo E

Concentración, cantidad y rango de MPs en moluscos bivalvos reportados en diferentes publicaciones

Individuos	Concentración de microplásticos (MP g ⁻¹ Pm)	Cantidad de microplásticos por individuo (MP ind ⁻¹)	Rango (MP g ⁻¹ Pm)	Referencia
<i>Veneridae spp.</i>	6.93 3.93	19.27 10.48	1.53 - 18.12	Datos obtenidos
<i>Anomalocardia flexuosa</i>	3.66 2.59	5.15 3.80	0 - 9.44	Bruzaca et al. (2022)
<i>Meretrix casta</i>	55.04 32.15	-	-	Naidu et al. (2022)
<i>R. decussatus</i>	18.4 21.9	-	-	Cozzolino et al. (2021)

Anexo F

Cantidad de MPs de acuerdo con el morfotipo en los tres puntos de muestreo (S1, S2, S3)

Punto de muestreo	Fibra	Película	Fragmento
Isla la Vaca (S1)	102	46	9
Playa El Burro (S2)	146	36	2
Isla la Montosa (S3)	197	32	8

Anexo G

Porcentaje de MPs de acuerdo con el morfotipo en los tres puntos de muestreo (S1, S2, S3)

Punto de muestreo	Fibra	Película	Fragmento
Isla la Vaca (S1)	65%	29%	6%
Playa El Burro (S2)	79%	20%	1%
Isla la Montosa (S3)	83%	14%	3%

Anexo H

Cantidad de MPs de acuerdo con la coloración en los tres puntos de muestreo

Punto de muestreo	Azul	Incoloro	Rojo	Verde	Negro	Morado	Rosa	Naranja
Isla la Vaca (S1)	51	76	11	7	4	1	2	5
Playa El Burro (S2)	30	141	8	1	3	1	0	0
Isla la Montosa (S3)	36	183	7	4	4	1	0	2

Anexo I

Porcentaje de coloración de los MPs encontrados en los tres puntos de muestreo (S1, S2, S3)

Punto de muestreo	Azul	Incoloro	Rojo	Verde	Negro	Morada	Rosa	Naranja
Isla la Vaca (S1)	32%	48%	7%	4%	3%	1%	1%	3%
Playa El Burro (S2)	16%	77%	4%	1%	2%	1%	0%	0%
Isla la Montosa (S3)	15%	77%	3%	2%	2%	0%	0%	1%

Anexo J

Colores de los MPs encontrados en Veneridae spp. en los tres puntos de muestreo (S1, S2, S3)

Color	Porcentaje (%)
Incoloro	69.2
Azul	20.2
Rojo	4.5
Verde	2.1
Negro	1.9
Naranja	1.2
Morado	0.5
Rosa	0.3

Anexo K

Colores de los MPs encontrados en Veneridae spp. en los tres puntos de muestreo (S1, S1, S3)

Puntos de muestreo	Colores							
	Incoloro	Azul	Rojo	Verde	Negro	Naranja	Morado	Rosa
Isla la Vaca (S1)	48.41%	32.48%	7.01%	4.46%	2.55%	3.18%	0.64%	1.27%
Playa El Burro (S2)	76.63%	16.30%	4.35%	0.54%	1.63%	0.00%	0.54%	0.00%
Isla la Montosa (S3)	77.22%	15.19%	2.95%	1.69%	1.69%	0.84%	0.42%	0.00%