



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY



Facultad de Veterinaria
Universidad de la República
Uruguay

**UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA
FACULTAD DE VETERINARIA**

**DETECCIÓN DE MICROPLÁSTICOS EN CORVINA RUBIA (*Micropogonias
furnieri*) EN LA COSTA URUGUAYA**

por
**GOLFARINI, Rodrigo
PERDOMO, Yamila**

TESIS DE GRADO presentada como uno
de los requisitos para obtener el título de
Doctor en Ciencias Veterinarias
Orientación: Higiene, Inspección-Control y
Tecnología de los Alimentos de Origen
Animal.

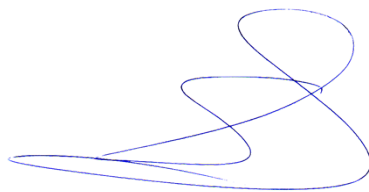
MODALIDAD: Estudio Poblacional

**MONTEVIDEO
URUGUAY
2024**

PÁGINA DE APROBACIÓN

Tesis de grado aprobada por:

Presidente de Mesa:



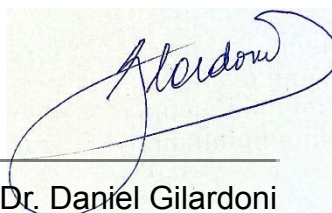
Dr. Santiago Díaz

Segundo Miembro (Tutor):



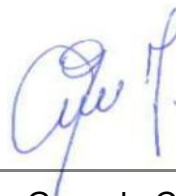
Dra. Carina Galli

Tercer Miembro:



Dr. Daniel Gilardoni

Cuarto Miembro (co-tutor):



Dr. Gonzalo Crosi

Quinto Miembro:



Dra. Gisell Lacerot

Fecha: 05/09/2024

Autores: Rodrigo Golfarini, Yamila Perdomo

AGRADECIMIENTOS

Agradecer a mi familia, en especial a Cintya y Juan, mis pilares fundamentales durante la carrera.

A mis amigos por el apoyo brindado en todos estos años.

A mis compañeros de Unidad de Clínica y Cirugía de equinos.

A mi compañera de tesis y a los integrantes del área de pesca por el apoyo haciéndome sentir siempre parte, en especial a Carina y Gonzalo por su paciencia, esfuerzo, cariño y dedicación en esta última etapa de enseñanza.

A nuestra casa de estudio, compañeros y docentes que me acompañaron en el camino de mi formación.

por **Rodrigo Golfarini.**

En primer lugar, quiero agradecer a todos los que forman parte del Equipo de CyTPP: personas maravillosas, generosas y llenas de cariño, siempre dispuestos a ayudarme y resolver mis inquietudes. Cari, Lu, Gonza, Santi, Pablito, JP, gracias por la calidez, el compartir y los mates sabor Naranja.

Mi agradecimiento también a la Dra. Gissell Lacerot, docente del Centro Universitario Regional Este, por darme la oportunidad de trabajar en su laboratorio. Su tiempo y dedicación en capacitarme en la metodología de este proyecto fueron esenciales tanto para el desarrollo de este trabajo como para mi crecimiento académico

Extiendo el agradecimiento a la Lic. Vanessa Lujambio por las valiosas herramientas, técnicas y estrategias que me brindó en diferentes instancias de mi formación. Su apoyo y orientación hicieron más liviano el transcurso de esta carrera.

Les agradezco a mis padres por haberme brindado su apoyo y sostén desde el inicio y durante todo este tiempo. A mi hermano Andrés, por siempre estar presente, escuchándome y dándome sus consejos más sinceros cuando más los necesité. Gracias por tu hermandad tamaño Universo. A Pedro, mi dos compañero; gracias por el amor, por aliviar mis tensiones, también por compartir tu visión científica y tus aportes críticos que sólo me han sumado.

A mis queridas amigas, pilares de crecimiento y expansión que me han acompañado de una forma u otra, fuente constante de motivación para seguir adelante tanto en lo académico como en lo personal.

por **Yamila Perdomo.**

TABLA DE CONTENIDOS

PÁGINA DE APROBACIÓN	2
AGRADECIMIENTOS	3
LISTA DE CUADROS Y FIGURAS	5
1.RESUMEN	6
2.SUMMARY	7
3.INTRODUCCIÓN	8
4.REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	10
4.1 Plásticos	
4.2.Microplásticos	
4.3 Efectos y consecuencias de los Microplásticos	
4.4 Corvina Rubia <i>Micropogonias furnieri</i>	
5.OBJETIVOS	19
5.1 Objetivo General	
5.2 Objetivos Específicos	
6.MATERIALES Y MÉTODOS	19
7.RESULTADOS	24
8. DISCUSIÓN	25
9.CONCLUSIONES	26
10.BIBLIOGRAFÍA	30
11.ANEXOS	46

LISTA DE CUADROS Y FIGURAS

Tabla 1. Características y usos de los polímeros más comunes encontrados en el medio marino.....	pág. 10
Tabla 2. Resumen de resultados.....	pág 24
Tabla 3. Registro de datos.....	pág.45
Figura 1. Clasificación de los plásticos en base a su tamaño.....	pág. 10
Figura 2. Clasificación de microplásticos planteada por Viršek et al., 2016.....	pág 12
Figura 3. Ejemplar de <i>Micropogonias furnieri</i>	pág. 18
Figura 4. Distribución de población de <i>micropogonias furnieri</i> en el Atlántico sudoccidental.....	pág. 18
Figura 5. Registros obtenidos mediante el Sistema AIS (sistema de identificación automática) con imágenes de Global Fishing Watch, Inc. correspondientes a cada embarcación.....	pág. 20
Figura 6. Procedimiento de extracción de Microplásticos.....	pág. 22
Figura 7. Microplásticos identificados por inspección visual.....	pág. 23
Figura 8. Visualización de fibras. Fibra en microscopio óptico sin filtro de luz polarizada (A) y con filtro de luz polarizada (B).....	pág. 24
Figura 9. Número de MPs hallados distribuidos por color.....	pág.25
Figura 10. Elementos diferenciales de microplásticos.....	pág.26
Figura 11. Fibras plásticas identificadas bajo luz polarizada.....	pág.26

1. RESUMEN

Este trabajo tuvo como objetivo determinar la presencia de microplásticos (MPs) en tractos digestivos de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) destinada a consumo humano. En este sentido se evaluaron en total 97 tractos digestivos de ejemplares de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) enteras frescas obtenidas por captura en el Río de la Plata y la costa Atlántica uruguaya mediante embarcaciones de la flota comercial nacional. El método de detección de MPs utilizado fue basado en una digestión alcalina en solución de KOH al 10%. El digerido fue filtrado para su posterior visualización bajo lupa estereoscópica y microscopio óptico ambos equipados con luz polarizada. Se cuantificó y clasificó cada partícula en fibras, fragmentos y films. Se detectaron un total de 120 partículas plásticas siendo un 98,8% fibras, 1,2% films, sin presencia de fragmentos. El tamaño osciló entre 0.126 mm y 7.989 mm. Por otra parte, se evaluó el efecto del tamaño de los ejemplares de corvina sobre la cantidad total de MPs, no encontrando correlación estadísticamente significativa. Los resultados obtenidos podrían contribuir a la evaluación del impacto global de la contaminación por plásticos en la comunidad marina de nuestro estuario y de la región.

2. SUMMARY

This study aimed to determine the presence of microplastics (MPs) in the digestive tracts of sea bass (*Micropogonias furnieri*) intended for human consumption. In this context, a total of 97 digestive tracts from fresh, whole sea bass specimens, captured in the Río de la Plata and the Uruguayan Atlantic coast by vessels from the national commercial fleet, were evaluated. The MP detection method used was based on alkaline digestion in a 10% KOH solution. The digested material was filtered for subsequent visualization under a stereoscopic microscope and an optical microscope, both equipped with polarized light. Each particle was quantified and classified into fibers, fragments, and films. A total of 120 plastic particles were detected, with 98.8% being fibers, 1.2% films, and no fragments. The particle sizes ranged from 0.126 mm to 7.989 mm. Additionally, the effect of sea bass size on the total amount of MPs was assessed, finding no statistically significant correlation. The results obtained could contribute to the evaluation of the global impact of plastic pollution on the marine community in our estuary and the region

3. INTRODUCCIÓN

El plástico es un material constituido en base a polímeros sintéticos obtenidos principalmente del petróleo. Su denominación indica que tiene la propiedad de ser maleable, por tanto, puede ser moldeado en objetos sólidos de diversas formas (Andrady y Neal, 2009). Esta versatilidad los ha transformado en materiales extremadamente comunes en nuestra vida diaria, con múltiples beneficios. Sin embargo, el incremento exponencial en su producción (Plastics Europe, 2023), junto con su inadecuada gestión, los ha transformado en una fuente de contaminación para los ecosistemas acuáticos, generando cada vez mayor preocupación por la gran cantidad de plásticos de todo tamaño que se acumulan en ellos (Jambeck et al., 2015). Esta acumulación en el medio ambiente es favorecida por su capacidad de persistir y su facilidad para dispersarse (European Food Safety Authority, 2016). Actualmente la contaminación plástica está distribuida a nivel mundial, extendiéndose desde la línea costera hasta el fondo de los océanos, incluidos los polos, y se ha incorporado a la cadena alimenticia llegando de este modo a nuestros platos (Arias et al., 2019; PNUMA, 2019; Walkinshaw et al., 2020; Thiele et al., 2021). Existe evidencia de los efectos negativos que generan los plásticos sobre los organismos de sistemas acuáticos y costeros, ocasionando lesiones de diferente magnitud en las especies que en ellos habitan. Los daños pueden ir desde diferentes grados de malnutrición y soluciones de continuidad de severa gravedad hasta la muerte, originada por agentes físicos como enredos con cuerdas, tanzas, tapabocas desechables u otros elementos plásticos, así como la inanición por repleción de plásticos en el estómago y asfixia (Browne et al., 2007; Choy et al., 2019). Además, los plásticos pueden acumular contaminantes orgánicos y metales pesados, generando efectos tóxicos sobre la salud animal (Rodríguez et al., 2020).

La contaminación plástica está distribuida a nivel mundial, extendiéndose desde la línea costera hasta el fondo de los océanos, incluidos los polos. Se ha incorporado a la cadena alimenticia llegando de este modo a nuestros platos (Arias et al., 2019; PNUMA, 2019; Walkinshaw et al., 2020; Thiele et al., 2021). El plástico es un material constituido en base a polímeros sintéticos obtenidos principalmente del petróleo. Su denominación indica que tiene la propiedad de ser maleable, por tanto, puede ser moldeado en objetos sólidos de diversas formas (Andrady y Neal, 2009).

Los microplásticos, definidos como partículas plásticas menores a 5 mm, han emergido como uno de los principales contaminantes ambientales (United Nations Environment Programme, 2016). Su omnipresencia en los ecosistemas acuáticos ha generado una creciente preocupación global debido a sus potenciales efectos adversos sobre la vida marina y la salud humana (Bergmann et al., 2016). Estos pequeños fragmentos de plástico pueden originarse de diversas fuentes, incluyendo la fragmentación de plásticos más grandes, productos cosméticos, fibras de ropa sintética y microesferas en productos de limpieza (Browne et al., 2015). A medida que los microplásticos se diseminan en el ambiente marino, pueden ser ingeridos

por una amplia gama de organismos acuáticos, desde el plancton hasta grandes mamíferos (Wright et al., 2015). La ingestión de microplásticos puede provocar problemas fisiológicos y de comportamiento en estos organismos, incluyendo obstrucciones gastrointestinales, reducción de la capacidad de alimentación y la transferencia de sustancias químicas tóxicas adheridas a ellos (Farrell y Nelson, 2013; de Sa et al., 2015; Rodríguez et al., 2020).

A su vez, la presencia de microplásticos en la cadena alimentaria marina plantea serias preocupaciones para la seguridad alimentaria humana, ya que estos contaminantes pueden bioconcentrarse y biomagnificarse a lo largo de la cadena trófica (Lusher, et al., 2017b).

Por ejemplo, se ha demostrado experimentalmente la capacidad que tienen los microplásticos de transferirse a través de la cadena trófica y cuán nocivos son sobre la salud de los peces, generando desequilibrios hormonales y alteraciones en el comportamiento (de Sa et al., 2015; Farrell y Nelson, 2013).

La investigación sobre los microplásticos y sus impactos en los ecosistemas marinos es un área de conocimiento en constante crecimiento. Sin embargo, aún quedan muchas incógnitas por resolver, particularmente en lo que respecta a las fuentes, distribución, destinos finales y efectos a largo plazo de estos contaminantes (Galloway, 2015).

En este contexto, el presente estudio tiene como objetivo identificar la presencia de microplásticos en la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en el Río de la Plata y la costa atlántica uruguaya además de evaluar la abundancia de este contaminante. El enfoque de esta tesis incluye el análisis de laboratorio para identificar y cuantificar la presencia de microplásticos en las muestras obtenidas. Se espera que los hallazgos de este estudio contribuyan a una mejor comprensión de la magnitud y el alcance de la contaminación por microplásticos en nuestra región.

4. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

4.1 Plásticos

El plástico surgió en Estados Unidos en 1860 como una alternativa al uso de marfil y carey, recursos que estaban disminuyendo drásticamente. En la década siguiente, se exploró este material, lo que condujo a su explotación y posterior aplicación masiva (Carlos y Flores, 2009). El plástico es un material compuesto por polímeros sintéticos de alta y baja densidad, principalmente obtenidos del petróleo, aunque también pueden sintetizarse a partir de gas natural y celulosa (Elias, 2015). Como la palabra lo indica tienen la propiedad de ser maleables y por tanto pueden ser moldeados en objetos sólidos de diversas formas, otorgándoles múltiples funciones y utilidades, dado que a su vez son altamente durables y presentan bajos costos de producción. Todas estas características desencadenaron a nivel industrial su uso masivo convirtiendo al plástico en un material casi indispensable tanto para la industria como en la vida cotidiana de las personas (Elias, 2015).

En cuanto a su tamaño, podemos clasificarlos de menor a mayor en nanoplasticos (1 nm a 1 μ m) MPs (1 μ m a 5 mm), mesoplasticos (5 mm a 2,5 cm) y macroplasticos cuando son mayores a 2,5 cm. Algunas clasificaciones incluyen los megaplasticos cuando estos superan los 100 cm (Duis y Coors, 2016; Horton et al., 2017). El tamaño de las partículas es un factor importante porque determina el grado de impacto en el organismo (Hussain, 2001).

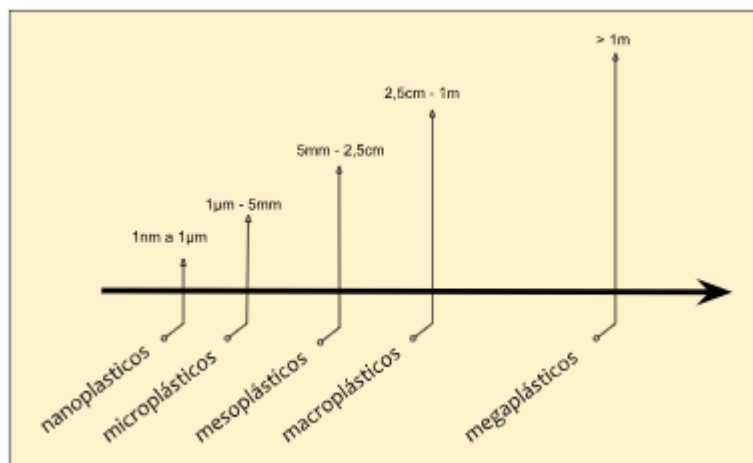


Figura 1. Clasificación de los plásticos en base a su tamaño.

El plástico es considerado como uno de los mayores inventos que ha impulsado la industrialización, con una producción anual que ha aumentado significativamente, pasando de 1,5 millones de toneladas en la década de 1950 a 350 millones de toneladas en la actualidad (OCDE, 2022). Sin embargo, también es uno de los principales contaminantes que contribuyen al cambio global actual. Debido al uso

masivo en la sociedad moderna, los desechos plásticos se acumulan principalmente en áreas urbanas, llegando a ríos y arroyos, y finalmente contaminando mares, océanos y ambientes estuarinos de manera significativa (Acha et al., 2003; Thompson et al., 2004; Browne et al., 2015).

El 90% de los plásticos producidos a nivel mundial están constituidos por polietileno (PE), polipropileno (PP), cloruro de polivinilo (PVC), poliestireno (PS) y polietileno tereftalato (PET), distinguiéndose por sus diversas características químicas y propiedades físicas (**Ver tabla 1**).

Tabla 1. Características y usos de los polímeros más comunes encontrados en el medio marino.

Tipo de plástico (polímero)	Características	Usos típicos
polietileno (PE)	Flexible, elástico, resistente a la humedad, durable (Perez, 2022)	Bolsas de plástico, cables, hilos, tuberías. Contenedores herméticos de uso casero, juguetes, base para pañales desechables. Envases de detergentes, champús.
polipropileno (PP)	Resistente al calor, rígido y ligero. Resistente al impacto y a los líquidos corrosivos. Es aislante eléctrico.	Cajones plásticos, ropa sintética, recipientes y empaquetados para alimentos, piezas automotrices, juguetes para niños, componentes de electrodomésticos, tuberías, cajas de baterías, conductos de agua potable, aguas residuales, calefacción (Amaya et al., 2018).
poliestireno (PS)	Transparente, rígido, económico gran resistencia mecánica y térmica	platos, vasos, cubiertos, tazas, empaque de comida para llevar. Cajas isotérmicas. (Unidad Tecnológica de Santander, 2021).
Cloruro de polivinilo (PVC)	versátil, resistente a químicos. Impermeable al agua. Resistente al fuego	tuberías de agua, puertas, ventanas y revestimientos. Aislamiento de conductos eléctricos e impermeabilización (Ortega et al. 2002).
polietileno tereftalato (PET)	Transparente, ligero y compacto que no deja pasar los gases. De	Botellas de agua y refrescos gasificados. (Arellano et al., 2022).

	bajo costo y estructura resistente.	
polietileno de alta densidad (HDPE)	Resistente a impactos de temperaturas altas y bajas y también a los ácidos. Es reciclable.	Botellas de productos de limpieza y desinfectantes químicos. Envases de aseo personal. Botellas de leche y contenedores de helado. Tuberías de agua, aguas residuales y agricultura (Hermosa, 2019).
polietileno de baja densidad (LDPE)	Flexible y tiene una alta resistencia al impacto. Resistente a químicos.	Bolsas de basura, bandejas, embalajes transparentes para alimentos (Pramila y Ramesh, 2011).
Poliestireno expandido (EPS)	bajo costo, peso ligero, versátil eficiencia térmica, durabilidad y resistencia a la humedad (Ho et al., 2021 citado por Olivares, 2021).	Embalajes protectores, vasos para bebidas calientes. Su mayor uso es la producción de envases para comida y embalaje de diversos artefactos (Arriola y Velásquez, 2013)
Poliamidas (PA)	Elasticidad, flexibilidad y resistencia al desgaste. (Perez, 2022).	Tanza de pescar, redes de pesca, cuerdas, telas, insumos estériles como hilos de sutura y materiales para clínicas y hospitales, precintos. Ropa deportiva, cuerdas, piezas mecánicas.

4.2 Microplásticos

Los microplásticos (MPs) son pequeñas partículas de plástico con un tamaño entre 1 a 5000 μm (EFSA, 2016). Se dividen en primarios y secundarios. Los primarios son fabricados intencionalmente con cierto tamaño para ser utilizados como materia prima para la fabricación de otros productos, como gránulos para producir otros artículos plásticos o como microesferas y polvos para uso industrial y productos de cuidado personal (GESAMP, 2019; Thiele et al., 2021). Los MPs secundarios son el resultado de la degradación de materiales plásticos más grandes que por fragmentación van disminuyendo su tamaño, y también pueden ser clasificados en base a su forma (**Figura 2**).



Figura 2. Clasificación de MPs planteada por Viršek et al., 2016 A) Fibras, B) fragmentos, C) Films

La contaminación por MPs derivados de residuos plásticos de diversos tamaños se ha documentado desde la década de 1960 (Kenyon y Kridler, 1969; Ryan, 1988; Bergmann et al., 2015). Estos MPs provienen principalmente de la erosión, degradación y fragmentación física de fuentes de origen terrestre (Organización de las Naciones Unidas, 2019).

Los MPs, afectan principalmente a pequeños peces, organismos invertebrados y otros animales filtradores que tienen el potencial de entrar en nuestra cadena alimentaria (Lusher et al., 2017b).

Los MPs en el ambiente acuático pueden encontrarse en diversos entornos: la superficie de los océanos, la columna de agua, el fondo marino, las costas y la biota. Sin embargo, existen escasos datos sobre el volumen de plástico presente en cada uno de estos entornos, y hay poco conocimiento sobre los flujos entre ellos (FAO, 2019).

Contaminantes químicos como el mercurio, arsénico, plomo y cadmio muestran mecanismos de concentración en los organismos marinos (La Colla, 2016). El principal mecanismo es la bioacumulación, que comprende dos procesos específicos: la bioconcentración y la biomagnificación. La bioconcentración implica el intercambio entre el organismo y su entorno abiótico, donde el organismo absorbe compuestos químicos del medio y los acumula en sus tejidos. Por otro lado, la biomagnificación ocurre cuando los contaminantes se absorben a través de la dieta, resultando en concentraciones más altas en organismos ubicados en niveles tróficos superiores dentro de la cadena alimentaria (Gray, 2002).

La bioacumulación es el proceso por el cual los contaminantes se acumulan en los tejidos de un organismo a lo largo del tiempo debido a su absorción del entorno. Posteriormente, estos contaminantes pueden biomagnificarse a niveles tróficos más altos dentro de una cadena alimentaria (Gray, 2002).

Los organismos marinos pueden ingerir los MPs, las principales vías son la ingestión directa y la transferencia trófica para que los MPs se bioacumulen en organismos del nivel trófico superior. La ingestión de MPs por peces se encuentra influenciada por

múltiples factores, incluido el nivel de contaminación de MP local, la estrategia de alimentación de cada especie de pez y otros factores ambientales (Bucol et al., 2020; Wang et al., 2020).

Por lo tanto, cabe destacar que la biomagnificación a través de una red alimentaria comprende el aumento de la concentración de un contaminante como MPs o aditivos en un organismo si se compara con la concentración en su presa. Se cree que toda contaminación en niveles tróficos superiores es un resultado directo del consumo de presas en niveles tróficos inferiores generando una transferencia trófica directa (Miller et al., 2020).

A través de este mecanismo los efectos tóxicos que ejercen los MPs sobre los organismos también podrían transferirse y verse potenciados a través de las cadenas alimentarias, amenazando así la salud humana (Wright y Kelly, 2017; Barboza et al., 2018c).

Lusher et al. (2013) y Rummel et al. (2016) sugieren que por el método de alimentación selectivo de los peces pueden asimilar los MPs a través de la ingesta de presas contaminadas. Sin embargo, Akhbarizadeh et al., (2019) han determinado que no existen pruebas que confirmen este proceso mencionado, autores que estudiaron la transferencia trófica de MPs de músculo de crustáceo al músculo de peces marinos llegando a la conclusión que la biomagnificación en partes comestibles podría no considerarse como una amenaza para la salud humana.

4.3 Efectos y consecuencias de los Microplásticos

La presencia de partículas plásticas ha sido confirmada en diversas regiones del mundo, desde zonas costeras hasta áreas marinas remotas (Hidalgo-Ruz et al., 2012; Eriksen et al., 2014; Ivar do Sul y Costa, 2014), incluyendo sedimentos marinos en profundidades oceánicas, bivalvos destinados al consumo humano e incluso en el aire que respiramos (Van Cauwenberghe y Janssen, 2014; Díaz, 2018; Fischer, 2019; Edo et al., 2023).

Los efectos y consecuencias negativas son extensas y las podemos ver desde distintas aristas:

4.3.1. Efectos sobre ecosistemas acuáticos y biota marina

La interacción entre plásticos y biota resulta en varias consecuencias negativas. Desde que el plástico es ingerido por distintas especies de biota marina este es almacenado en el estómago y generando un efecto de repleción. Bajo este efecto el consumo de alimento natural se ve disminuido desencadenando un menor depósito de grasas y proteínas en el organismo en detrimento de su condición corporal y

posterior muerte (Ryan, 1990). También generan a nivel de estómago y tubo digestivo oclusión, desencadenando la muerte de diversas especies como por ejemplo muerte de cetáceos y manatíes documentado mediante necropsias diferentes residuos plásticos en su interior (Laist, 1987; Tarpley y Marwitz, 1993; Baird y Hooker, 2000).

Además, son muy frecuentes los enredos con diferentes residuos plásticos principalmente en redes de pesca afectando tortugas marinas en peligro de extinción (Carr, 1987). Este efecto presenta un peligro para mamíferos marinos como lobos marinos que suelen ser curiosos y realizar giros mientras nadan siendo muy propensos a quedar enredados. Muchos animales pequeños crecen atrapados dentro envolturas plásticas que a medida que aumentan su tamaño el plástico termina estrangulándolos (Laist, 1997). Una vez que el animal muere y es degradado, el material plástico queda liberado para potencialmente afectar a otro animal ya que muchos plásticos demoran incluso 500 años en descomponerse (Chamas et al., 2020).

4.3.2. Toxicidad sobre organismos marinos

Una vez que los MPs son ingeridos por los organismos, pueden dañar el mecanismo de filtración de la biota marina generando inflamación, (von Moos et al., 2012). También interrumpe la alimentación de alimento natural (microalgas), disminuye la fertilidad y aumenta la mortalidad de los copépodos (Cole et al., 2013; Zhang et al., 2017), afectan tejido en branquias, hígado y músculo de peces con efectos ecológicos negativos (Ferreira et al., 2016; Wen, et al., 2018).

Otros grados de toxicidad sobre organismos marinos se han evidenciado de forma experimental como lesiones en cerebro de Lubinas (*Dicentrarchus labrax*) (Barboza et al. 2018c), neurodegeneración selectiva (Lei et al. 2018), reducción de velocidad de natación y tiempo de resistencia (Barboza et al., 2018b), así como también desequilibrios hormonales y alteraciones del comportamiento (Farrell y Nelson, 2013; de Sa et al., 2015).

Además de los efectos directos que generan las partículas plásticas por sí solas Lei et al. (2018) han definido que los efectos tóxicos podrían depender en mayor medida del tamaño de las partículas, ya que esto determinaría la capacidad de las partículas para atravesar las diferentes membranas celulares. Por lo tanto, las partículas de menor tamaño serían más tóxicas que las partículas de mayor tamaño.

4.3.3. Impacto sobre el suelo y ecosistemas terrestres

Los MPs también afectan a organismos terrestres, incluidas lombrices y otros invertebrados del suelo (Blesa et al., 2023). Pueden alterar la estructura del suelo, afectando la retención de agua y la aireación, lo cual tiene un impacto negativo en la

salud del suelo y en su capacidad para mantener la vida vegetal (Blesa et al., 2023). Además, los MPs pueden ser transportados por el viento y el agua, dispersándose ampliamente y afectando áreas remotas, como montañas, glaciares y regiones polares del Ártico (Obbard et al., 2014; Van-Tiel, 2018).

4.3.4. Microplásticos en alimentos

En la industria alimentaria, el uso extensivo de plástico incluye la fabricación de envases desechables, como botellas para bebidas y agua, así como envoltorios para alimentos que contienen polímeros como el PET y PE. Estos materiales podrían ser una fuente significativa de MPs, favoreciendo una ingestión inadvertida de estos contaminantes (De la Torre, 2020; Du et al., 2020).

Son varios los productos alimenticios en los que se han detectado la presencia de MPs, como cerveza, miel, azúcar, agua potable, agua embotellada, entre otros, así como también en productos de la industria pesquera como sardinas enlatadas, bivalvos, peces marinos y de agua dulce (Walkinshaw et al., 2020; Thiele et al., 2021). La amplia presencia de MPs en los alimentos que consumimos plantea una preocupación significativa para la salud pública y la seguridad alimentaria (De la Torre, 2020; Shen et al., 2020).

En relación con lo antes mencionado se han hallado partículas de MPs dentro del TGI de peces y organismos marinos comercializados con destino a consumo humano (Rodríguez, 2019; Neto et al., 2020). Aunque los estudios científicos sobre la presencia de microplásticos (MPs) en el tejido muscular de peces son limitados (Garrido et al., 2020), se ha establecido que los MPs tienen la capacidad de translocarse hacia la musculatura (porción comestible de peces) (Zeytina et al., 2020), lo que constituye una potencial fuente de ingestión de MPs para los seres humanos y puede desencadenar efectos sobre su salud.

La evaluación de riesgos de los microplásticos en los alimentos se encuentra en una etapa inicial, con pocos estudios que sigan de cerca la presencia de MPs en los alimentos y sus posibles efectos sobre la salud humana. Además, la dificultad para comparar resultados debido a metodologías y diseños de estudio no uniformes impide llegar a conclusiones definitivas (Rainieri y Barranco, 2019).

4.3.5. Riesgos para la salud

Entre los potenciales riesgos en salud se puede mencionar su capacidad para desencadenar una reacción inmunológica por ser considerados cuerpos extraños para el organismo del consumidor (Wright y Kelly, 2017). Se han aislado MPs en intestino humano (Schwabl et al., 2019) y placenta, tanto en porción materna como

en la porción fetal, indicando que los MPs pueden alcanzar cualquier parte de este tejido (Ragusa et al., 2020). Ragusa (2020), halló por primera vez 12 fragmentos en placenta humana, las cuales 5 fueron en la porción fetal, 4 en la porción materna y 3 en la membrana corioamniótica (de 5 a 10 micras). Los MPs también están presentes en nuestra atmósfera y el aire que respiramos, especialmente en áreas urbanas y cerca de sitios industriales (Diaz, 2018; Edo et al., 2023). Éstos pueden ser inhalados por humanos y animales, acumulándose en las vías respiratorias, tal como lo demuestran Jenner et al. (2022), quienes constataron la presencia de 12 polímeros diferentes en el tejido pulmonar humano. Las partículas halladas se encontraron en todos los lóbulos pulmonares, con la posibilidad de tener efectos sobre la salud respiratoria.

Por otra parte, los MPs son adsorbentes, por lo tanto, tienen la capacidad de captar sustancias sobre su superficie, como microorganismos y contaminantes ambientales que serán luego liberados al medio.

Sustancias de suma importancia son los Bifenilos policlorados (BPCs), utilizados masivamente hasta la década de 1970 en la fabricación de productos electrónicos, como vehículos para pesticidas y en materiales de construcción (Korrick y Sagiv, 2008; Teil et al., 2012). Estos contaminantes son muy peligrosos por su persistencia en ambientes naturales, con elevados niveles de bioacumulación y toxicidad además de baja degradación. Como su unión a los plásticos no es de forma estable, los contaminantes pueden ser liberados fácilmente de vuelta al medio ambiente o dentro de los organismos que los han ingerido acumulándose en sus tejidos (Bogevik, et al. 2023). Ryan et al (1990) evidenció que los BCPs encontrado en tejido muscular de aves marinas (*Puffinus gravis*) era proveniente de la ingestión de partículas plásticas confirmando que las aves marinas pueden asimilar químicos a partir de partículas plásticas presentes en su estómago.

4.4 Corvina rubia

Micropogonias furnieri (**Figura 3**), conocida por su nombre común corvina rubia, es un pez óseo que integra el grupo de los siénidos. Es una especie costera con hábito demersal es decir que habita en aguas profundas o cerca del fondo de la plataforma continental llegando a profundidades de 500 metros (Vazzoler, 1991). La mayor abundancia de ejemplares se encuentra en aguas costeras, estuarios del sudeste y sur de Brasil como también en el área del Tratado del Río de la Plata y su Frente marítimo. Esta amplia distribución se explica por la enorme capacidad de adaptación al medio que presenta la corvina rubia. Es una especie eurihalina y euriterma es decir que la encontramos a diferentes grados de salinidad como en el Río de la plata cuya salinidad varía entre 2.5 y 32.5 y temperaturas de agua que varían entre 10 y 23°C (CTMFM, 2017).

En cuanto a su morfología externa la corvina rubia presenta un cuerpo fusiforme, comprimido en sentido latero-lateral. Posee cabeza grande y una boca pequeña. Las aletas dorsales separadas en dos partes, la aleta caudal es truncada y la anal pequeña. La corvina rubia es una especie bentófaga generalista que se alimenta principalmente de organismos del fondo como bivalvos y poliquetos. Ocasionalmente se alimentan de caracoles, camarones y en menor medida peces pequeños como anchoíta y anchoa (Bergonzi, 1997).

La actividad reproductiva de *Micropogonias furnieri* se limita hacia el interior del estuario, sobre el frente salino donde hay un mayor gradiente de salinidad (Bava et al., 1996; Macchi, 1997). La temporada de reproducción es extensa y va desde noviembre a marzo con actividad máxima entre noviembre y diciembre (Macchi, 1997). La talla de madurez sexual es de 34 cm en machos y 36 cm en hembras. Su talla máxima corporal alcanza los 63 cm de largo.



Figura 3. Ejemplar de *Micropogonias furnieri*. Extraído de CTMFM (2017)

La corvina constituye un recurso pesquero costero tradicional en el Río de la Plata y su frente marítimo, siendo la especie de distribución costera con mayor volumen de captura por desembarque en Uruguay (DINARA, 2019). Esta especie es capturada por flota industrial y también por pesca artesanal marino-costera. La pesca industrial es realizada por buques pesqueros (B/P) Categoría B que operan en zonas adyacentes a la costa y la pesca artesanal mediante embarcaciones artesanales que operan a escasa distancia de la costa. La captura proveniente de la actividad artesanal, se encuentra concentrada en los puertos de Punta del Este (Maldonado) y La Paloma (Rocha). La talla de captura comercial va desde los 30 a 50 cm. Fue la primera especie exportada tanto en valor, como en volumen para el período comprendido entre 2016 a 2018, siendo el principal producto derivado el entero congelado (MGAP-DINARA 2019).

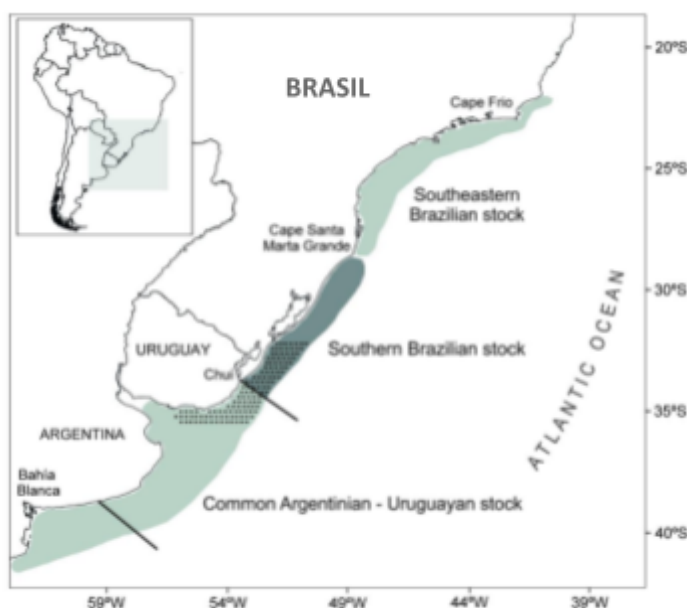


Figura 4. Distribución de población de *Micropogonias furnieri* en el Atlántico sudoccidental. Extraído de Haimovici et al. (2016).

5.OBJETIVOS

5.1 Objetivo General

Determinar la presencia de MPs en Tracto Gastrointestinal(TGI) de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) destinada a consumo humano, en la costa de Uruguay.

5.2 Objetivos Específicos

- Cuantificar y clasificar según su forma el tipo de MPs encontrado en fibras, fragmentos, films.
- Cuantificar y clasificar según el color de MPs
- Determinar la prevalencia de MPs en TGI en corvina rubia.
- Determinar si existe relación entre el tamaño (talla en cm) de los ejemplares y la cantidad de MPs contadas por unidad hallados en TGI.

6. MATERIALES Y MÉTODOS

Obtención de muestras

En este trabajo se evaluaron ejemplares de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) enteras frescas extraídas de las capturas realizadas por la flota industrial que opera en el Río de la Plata y la costa atlántica.

Utilizando la herramienta on-line Working in Epidemiology (de Blas, 2006) se calculó un tamaño de muestra equivalente a 97 ejemplares de corvina rubia para estimar la proporción de MPs, con un nivel de confianza de 95%, la cual es la probabilidad máxima con la que podríamos asegurar que el parámetro a estimar se encuentra dentro de nuestro intervalo estimado, asumiendo una proporción esperada de 50% y aceptando un error de 10%. Así mismo se tomaron 10 ejemplares más de la muestra estimada a modo de cubrir posibles imprevistos.

Los ejemplares se obtuvieron a partir de descargas de diferentes buques pesqueros autorizados con Permisos categoría B (B/P Promar XXII, B/P Rianxo Marea y B/P Antares) durante el período comprendido entre mayo 2022 - mayo 2023 (**Figura 5**).

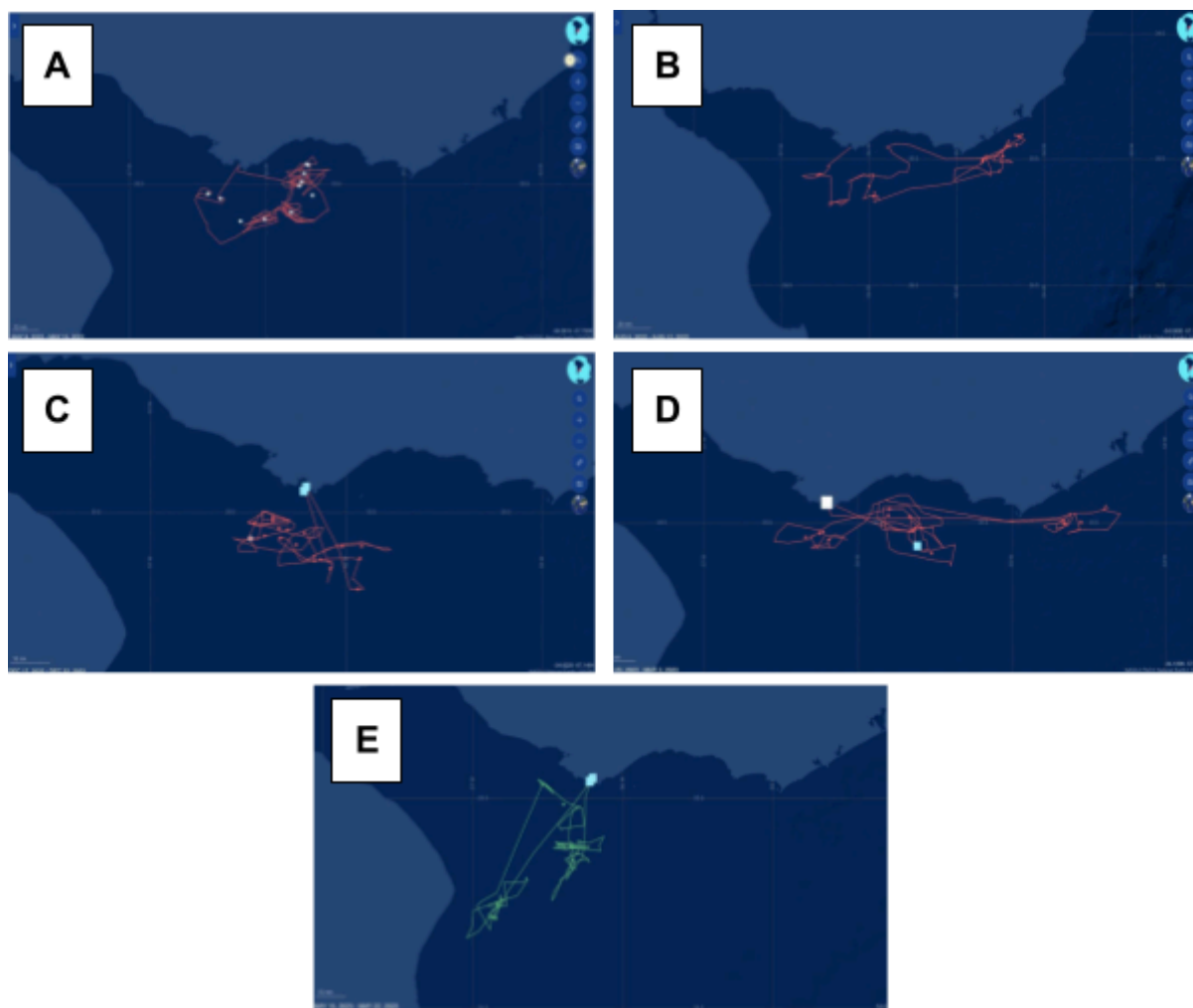


Figura 5. Registros obtenidos mediante el Sistema AIS (sistema de identificación automática) con imágenes de Global Fishing Watch, Inc. correspondientes a cada embarcación. (A) B/P Promar XXII, Mayo 2022 (B) B/P Rianxo Agosto 2022 (C) B/P Rianxo y Antares, Enero 2023 (D) B/P Rianxo y Antares, Marzo 2023 (E) B/P Rianxo y Antares, Mayo 2023.

Las muestras se transportaron refrigeradas en contenedores isotérmicos mediante el uso de hielo ($\leq 5^{\circ}\text{C}$) hasta el laboratorio de la Unidad Académica de Ciencia y Tecnología de los Productos Pesqueros (CyTPP) para su procesamiento. De esta manera se intentó simular las mismas condiciones en las que el pescado es transportado para su comercialización en los puntos de venta; razón por la que no se tomaron medidas para evitar eventual contaminación con plásticos en este punto de la metodología.

Procesamiento de muestras

Una vez en el Laboratorio de CyTPP, previo al procesamiento de las muestras y siguiendo el protocolo recomendado (GESAMP, 2019), se preparó el área de trabajo lavando, desinfectando todas las superficies y materiales a utilizar con alcohol 70 con el fin de prevenir la contaminación de las muestras (Ragusa et al., 2020). Se utilizaron materiales de vidrio y acero inoxidable para evitar que por desgaste se desprendan partículas plásticas, el material fue tapado hasta su momento de uso y además fueron lavados con agua destilada previamente. En este mismo sentido se trabajó utilizando túnicas de laboratorio de algodón para sustituir el uso de indumentaria sintética.

Se identificó de forma individual cada ejemplar registrando medidas de largo estándar (LS, mm) y peso (g) (**Tabla 3**) y se los clasificó siguiendo las directrices proporcionadas por Vizziano et al., (2002) quien determinó que el tamaño para primera madurez es de 202 ± 4.0 mm para hembras y 195 ± 4.0 mm para los machos. A partir de los datos obtenidos se confeccionó una tabla incluyendo zona de extracción, sexo, longitud y peso de cada individuo.

El método utilizado para la extracción de MPs fue el descrito por Foekema et al., (2013) y adaptado por Dehaut et al., (2016) basado en una digestión alcalina (Figura 6). Se procedió a acceder a cavidad abdominal mediante incisión ventral desde el ano hasta la boca. Se pinzaron los extremos del TGI con el fin de evitar posibles pérdidas de contenido (Figura 6 A). Se extrajo de cada ejemplar el TGI completo incluyendo esófago, estómago e intestinos. Se lavó externamente con agua destilada filtrada, se colocó en un recipiente de vidrio, y se le agregó una solución de KOH al 10% hasta cubrir completamente la muestra. Se tapó con papel aluminio y luego se incubó en estufa a 40°C durante 24h (Figura 6 B). Una vez cumplido el tiempo y constatando que la materia orgánica fue degradada, el contenido del vaso se filtró por malla metálica de $100\mu\text{m}$ utilizando bomba de vacío Sartorius conectada al tren de filtración (Figura 6 C). Cada filtro se colocó en placas de petri para su posterior observación. La identificación de MPs se realizó mediante inspección visual en lupa (Nikon SMZ200N) (D) y microscopio óptico con luz polarizada (Nikon eclipseSi) (E).

Para evitar la contaminación, se adoptó un protocolo sin plásticos durante todo el procesamiento evitando de esta forma la contaminación plástica ambiental dentro del laboratorio y la obtención de falsos positivos. Con este objetivo, se utilizaron placas de Petri, frascos y demás elementos de laboratorio de vidrio y bandejas de acero inoxidable previamente lavado con agua destilada. El aire acondicionado y el sistema de extracción dentro del laboratorio permanecieron apagados durante todo el procesamiento y para la manipulación de los ejemplares se utilizaron guantes de nitrilo. Se trabajó durante cada proceso de observación e identificación con una placa de petri destapada con agua destilada que se observó al terminar de procesar cada lote a modo de controlar la posible contaminación dentro del laboratorio. Al encontrar partículas en esta placa control, se aislaron en un portaobjetos, se observaron en microscopio óptico, y se comparó con los MPs encontrados en las muestras analizadas durante esta sesión. Las coincidencias de forma y color se desestimaron de las respectivas muestras.

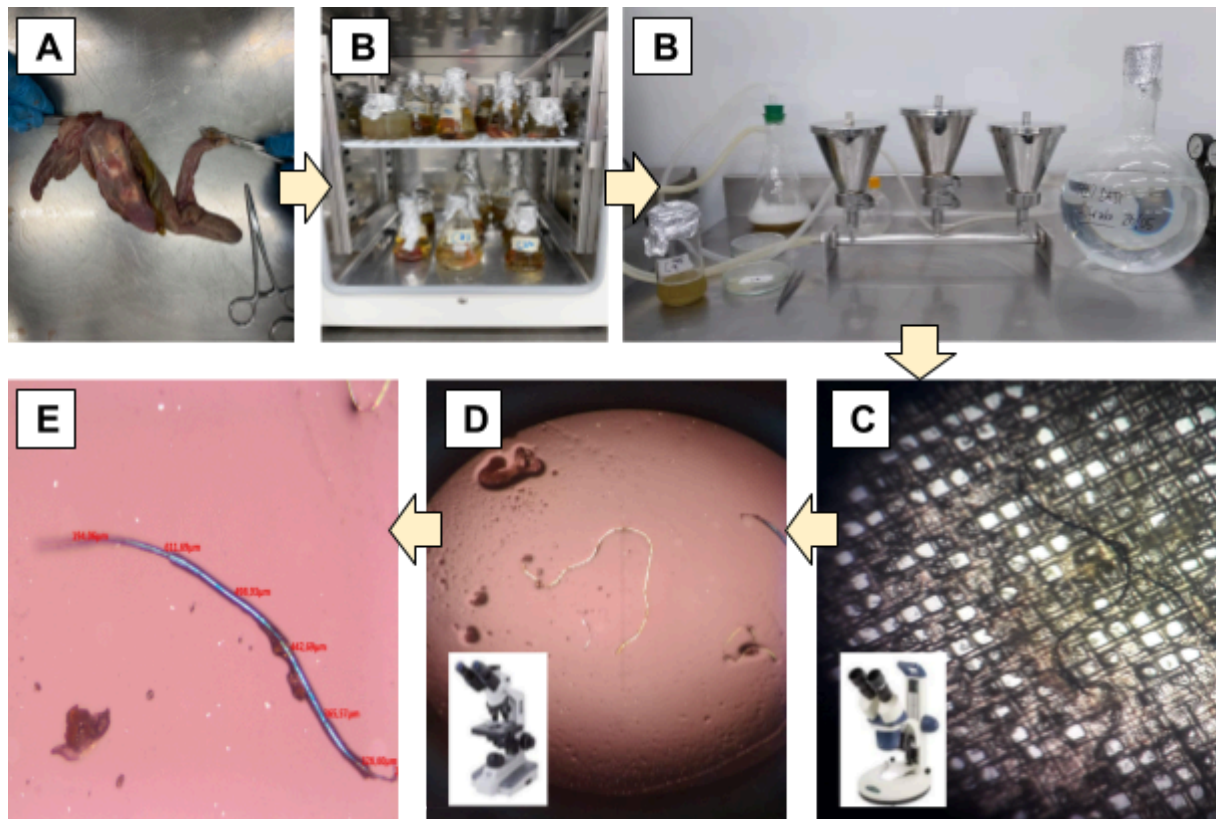


Figura 6. Procedimiento de extracción de MPs. (A) Extracción de Tracto gastrointestinal completo (B) Digestión con KOH incubando en estufa (C) Tren de filtración (D) Observación del filtro bajo lupa. Detección de fibra (E) Fibra aislada vista en microscopio óptico con filtro de luz polarizada (F) Medición

Identificación

La identificación de MPs se realizó por inspección visual. En primer lugar, se observó la muestra bajo lupa realizando una discriminación entre material orgánico no

digerido y las presuntas partículas plásticas (**Figura 6 D**) (Hidalgo-Ruz et al., 2012). En segundo lugar, se observaron en microscopio óptico con luz polarizada (**Figura 9**). Esta es una técnica ampliamente utilizada para la identificación de MPs (Habib et al., 1996, Abbasi et al., 2018, Torrez-Pérez et al., 2020, Kalaronis et al., 2022). La luz polarizada, a diferencia de la luz natural, se mueve en una sola dirección que al atravesar ciertos materiales como minerales y polímeros plásticos produce un efecto de birrefringencia. La luz se divide en dos rayos polarizados que se propagan en diferentes direcciones generando patrones de interferencia, mejorando la visualización (Sierra et al., 2019) (**Figura 6 E**). Además, nos basamos en las directrices provistas por Viršek et al., (2016) donde se establece que las partículas identificadas como posibles MPs no deben contener ninguna estructura celular, bordes o extremos irregulares, el espesor debe ser uniforme y presentar colores distintivos como ser azul, rojo, amarillo. Las partículas se clasificaron por su tipo en fibras, fragmentos y films (Viršek et al., 2016).

Todas las partículas halladas (**Figura 7**) fueron medidas utilizando el software AmScope a partir de capturas fotográficas realizadas con Cámara microscópica digital MU853B.

Análisis de datos

En función de los ejemplares de corvina por presencia de MPs y la cantidad de MPs identificados, se realizaron los cálculos de descriptores ecológicos.

$$prevalencia = \frac{\text{número total de peces con al menos un MPs}}{\text{total de peces evaluados}}$$

$$abundancia\ media = \frac{\text{número total de MPs identificados}}{\text{total de peces evaluados}}$$

$$intensidad\ media = \frac{\text{número total de peces con al menos un MPs}}{\text{total de peces con presencia de MPs}}$$

A fin de evaluar una posible correlación entre el tamaño de los ejemplares (largo estándar en cm), considerado como parámetro de referencia para la longevidad de los individuos, y la cantidad total de MPs identificados, se realizó el test de correlación de rangos de Spearman, como alternativa no paramétrica. Para el análisis estadístico de los datos se utilizó el software estadístico R (software R Studio versión 4.0.2.)

7. RESULTADOS

En este trabajo se analizaron un total de 97 TGI de ejemplares de corvina rubia (*Micropogonia furnieri*). El largo total de los ejemplares osciló entre 115 mm y 565 mm ($304,6 \pm 0,8$) y el peso entre 118 y 3,292 gr ($548 \pm 386,3$). En cuanto al LS osciló

entre 140 y 650 cm. La proporción de machos fue de 63% mientras que las hembras representaron el 37% del total de la muestra.

Determinando un LS para primera madurez sexual de 202 ± 4.0 mm para hembras y 195 ± 4.0 mm para los machos, sólo un 3,3% del total de machos y un 5,5% del total de hembras fueron juveniles, el resto de los peces muestreados fueron adultos.

En total se contaron 120 partículas identificadas como plásticas y los resultados obtenidos en relación a estas se detallan a continuación (**Tabla 2**):

Tabla 2. Resumen de resultados.

Partículas plásticas halladas		%	min - máx (mm)	prevalencia (%)	abundancia media (MPs/ind)	intensidad media (MPs/ind)
Fibras	119	98,8	0,13 - 7,99	0,39	1,24	3,16
Films	1	1,2	12,4			
Fragmentos	0					
Total de MPs	120					

En total se contaron 120 partículas identificadas como plásticas y se calculó la frecuencia de ocurrencia (FO); del total 119 fueron fibras (FO = 98,8%) y 1 film (1,2%), sin presencia de fragmentos. El tamaño de las fibras osciló entre 0,13 mm y 7,99 mm ($\bar{x} = 1,72$) mientras que el perímetro del film encontrado en un ejemplar midió 12,4 mm. Se calculó la prevalencia, entendida como la cantidad de ejemplares con presencia de al menos un MPs sobre el total de ejemplares evaluados. ($38/97 = 0,39$ MPs/ind), la abundancia media entendida como cantidad total de MPs presentes en la especie de estudio sobre el total de ejemplares analizados ($120/97 = 1,24$ MPs/ind) y la intensidad media entendida como cantidad de MPs presentes en la especie sobre cantidad de ejemplares con MPs analizados. ($120/38 = 3,16$ MPs/ind).

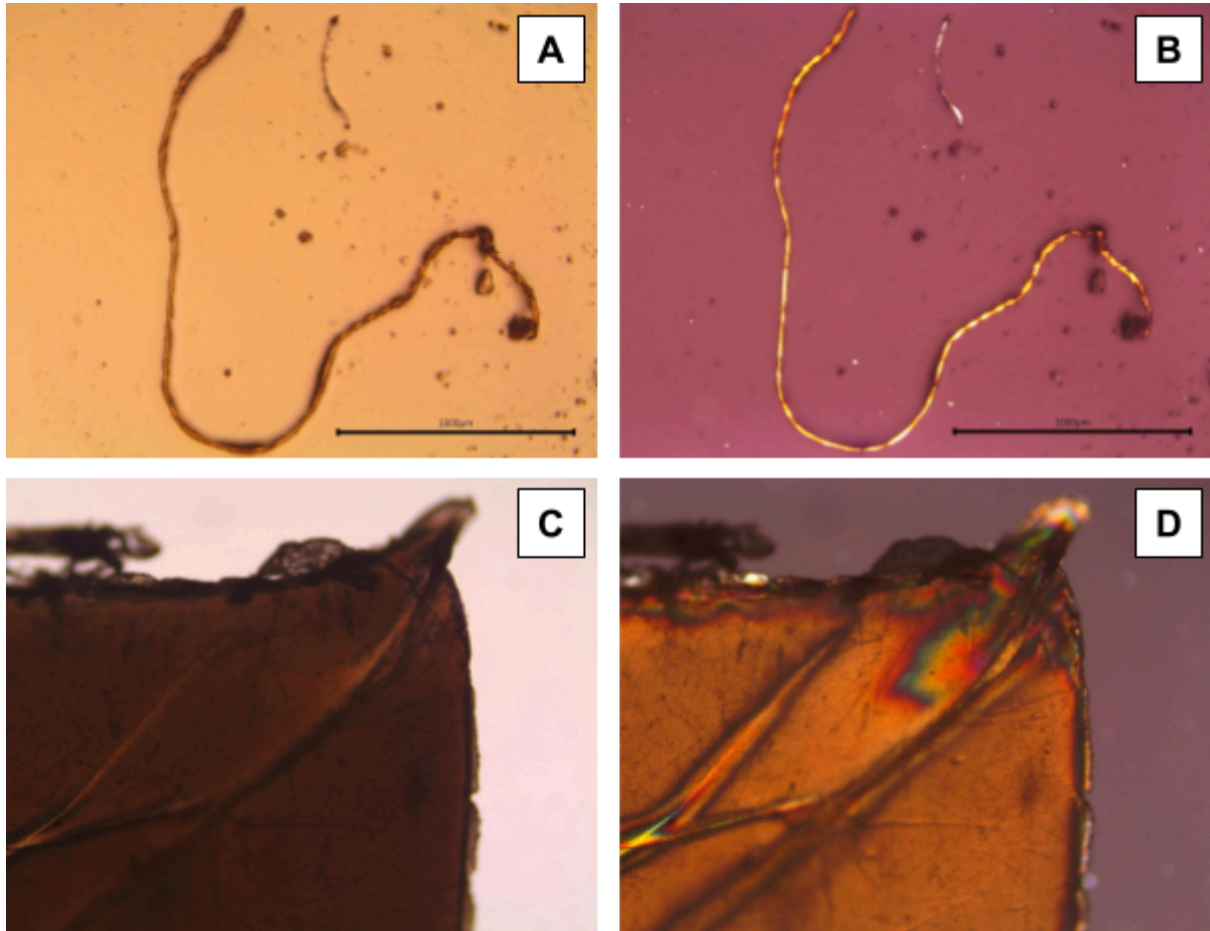


Figura 7. MPs identificados por inspección visual. Fotografías al microscopio óptico (40x): A) Fibras con luz óptica B) Fibras con filtro polarizado C) Fragmento sin filtro de luz polarizada D) Fragmento con filtro de luz polarizada

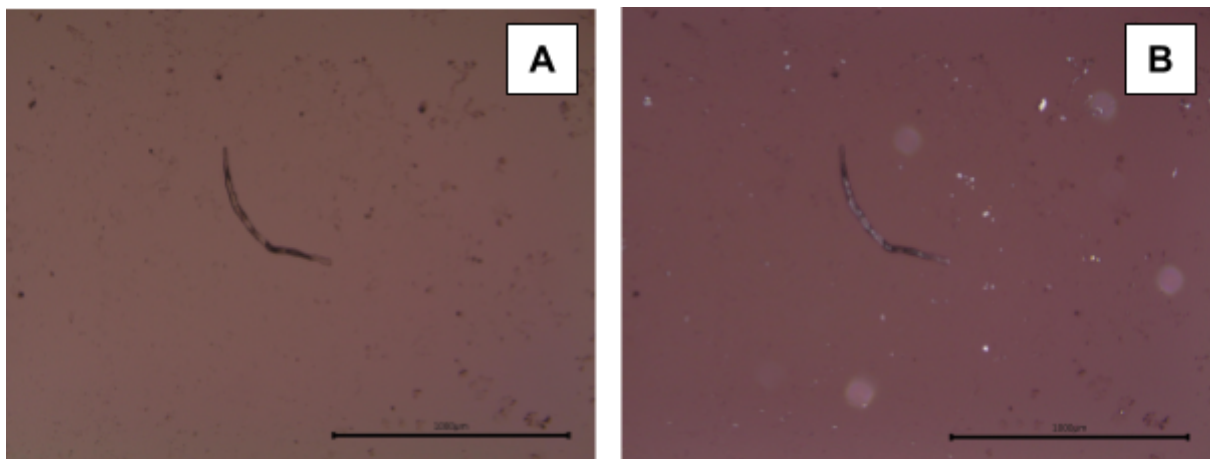


Figura 8. Visualización de fibras. Fibra en microscopio óptico sin filtro de luz polarizada (A) y con filtro de luz polarizada (B)

En cuanto a los colores predominó el color azul (51) (FO = 42,5 %), seguido por el negro (26) (FO = 21,6%), rojo (11) (FO = 9,2%), amarillo (1) (FO = 0,8%) y blanco (1)

(FO =0,8 %). Un total de 30 ítems fueron clasificados como incoloros o indefinidos. (Ver Figura 9)

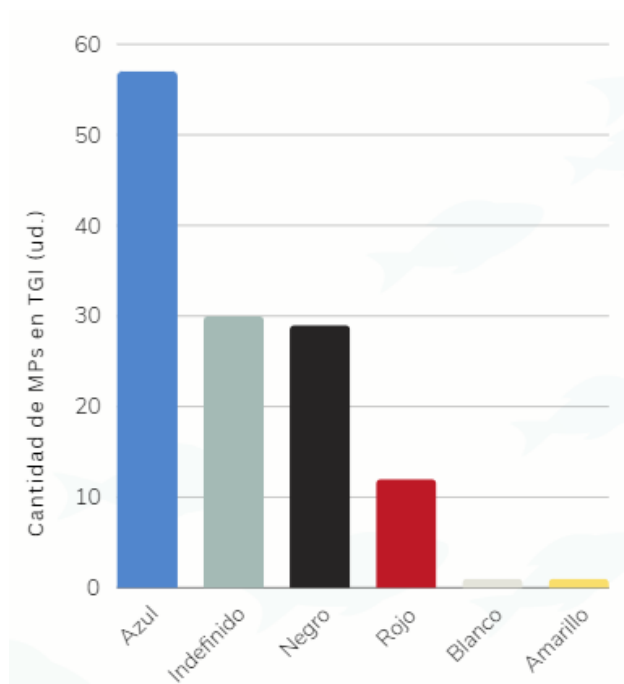


Figura 9. Número de MPs hallados distribuidos por color.

El test de correlación de rangos de Spearman, llevado a cabo en el presente trabajo, no identificó una correlación estadísticamente significativa entre el tamaño de los ejemplares (longitud estándar) y la cantidad de MPs encontrados ($p = 0,994$; $\rho = 0,00075$).

En cuanto a la identificación, se detectaron falsos positivos como fibras de algodón (**Figura 10 A**), arena (**Figura 10 B**) y exoesqueleto y artejos de pequeños crustáceos (**Figura 10 C**). La luz polarizada fue una técnica eficaz para la detección de las partículas plásticas ya que estos pudieron ser identificados con mayor claridad debido a los contrastes ópticos que presentan frente a otros tipos de partículas presentes en la muestra (**Figura 8**).

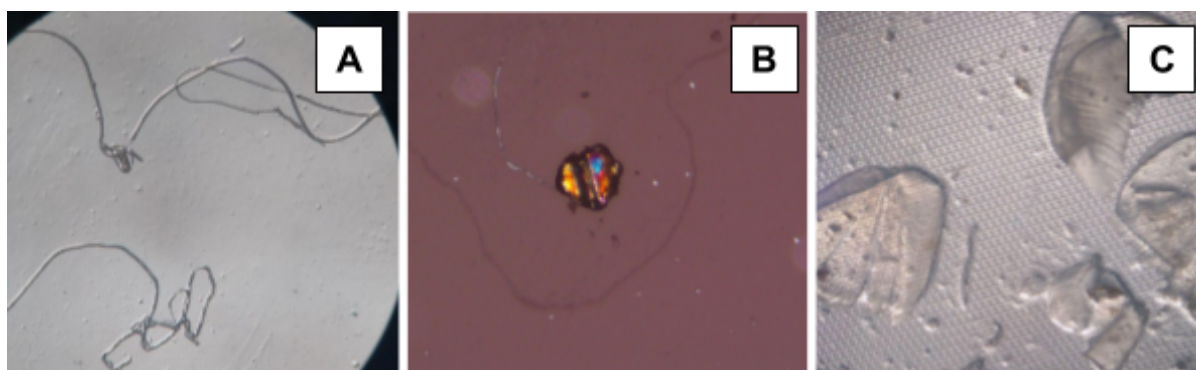


Figura 10. Elementos diferenciales de MPs. A) Fibras de algodón B) Grano de arena C) Exoesqueleto no digerido por la reacción alcalina de KOH

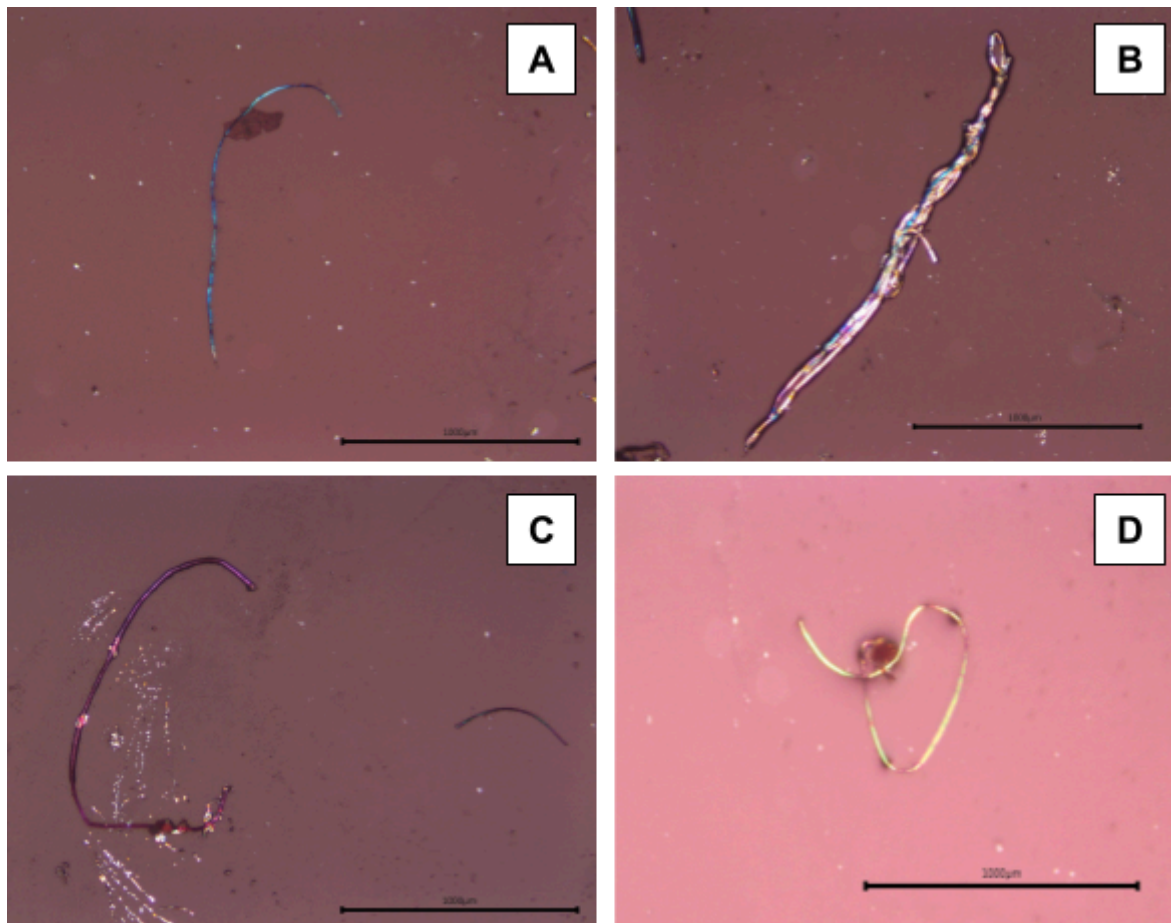


Figura 11. Fibras plásticas identificadas bajo luz polarizada.

8. DISCUSIÓN

En este trabajo se evaluó por primera vez la presencia de MPs en el TGI de corvina rubia (*Micropogonia furnieri*) extraída por la flota pesquera Uruguaya. La importancia de la evaluación en esta especie marina es por ser un recurso pesquero costero tradicional en el Río de la Plata y frente marítimo, además de representar el mayor volumen de captura por desembarque en Uruguay. Si bien ya existen estudios regionales que anteceden este trabajo en otras especies como *Urophycis brasiliensis*, *Paralichthys brasiliensis* (Limongi, 2019), *Cynoscion guatucupa*, *Pomatomus saltatrix*, *Umbrina canosai* (Neto, et al., 2020) *Iheringthys labrosus*, *Astyanax lacustris* (dos Santos, et al., 2020), y en *Micropogonias furnieri* (Arias et al., 2019, Neto et al., 2020, Mandiola et al., 2021); los resultados obtenidos en éste reafirman el alcance que tienen los MPs en nuestros recursos marinos.

La presencia de MPs en TGI ya se encuentra documentada en diferentes especies de peces, en el tubo digestivo (Iannacone et al., 2021, Astorga-Perez et al., 2022, García-Jaramillo et al., 2023), así como en músculo y branquias (Hussain, 2001; Akhbarizadeh, 2019; Iannacone et al., 2021), razón por la cual era de esperar la presencia de MPs en el TGI de *Micropogonias furnieri*. La ingesta de MPs puede deberse a una ingestión directa o una ingestión indirecta. *Micropogonias furnieri* es

un depredador bentónico que utiliza una técnica de alimentación de succión y trituración lo que favorece la ingesta directa de fibras presentes en el medio acuático. Su dieta se basa principalmente de camarones, pequeños crustáceos bentónicos, moluscos bivalvos, poliquetos y peces de pequeña talla (Olsson et al., 2013). Los registros de consumo de MPs en moluscos, crustáceos y poliquetos (Farrell y Nelson, 2013; Wright et al., 2015) sumado a pruebas de ingestión directa de plásticos a través de las cadenas alimentarias podría explicar la presencia de MPs en los individuos analizados (Alava, 2020).

Al analizar la proporción de individuos que presentaron MPs en su TGI (39%) resultó una prevalencia menor a la hallada en trabajos realizados en el Estuario del Río de la Plata, utilizados como referencia. Arias y col. (2019) hallaron una prevalencia del 100% en los TGI analizados de Corvina rubia en Bahía Blanca, Argentina. Utilizar filtros de 8µm permite una recuperación de partículas más eficiente en contraste con filtros de 100µm. Otro factor que podría ser influyente son las medidas de control tomadas para evitar contaminación. Iannacone y col (2021) hallaron partículas plásticas en el 100% de los individuos estudiados de diferentes especies de interés comercial incluidos Lorna, borrachito, lisa y caballa en Villa María del triunfo, Lima Perú. La metodología utilizada fue muy similar a la desarrollada en este trabajo utilizando materiales libres de plásticos pero no se mencionan otras medidas de control para evitar el aporte de microfibras presentes en el ambiente.

En igual sentido que lo registrado por Neves et al., (2015); Song et al., (2015); Phuong et al., (2016); Bellas et al., (2016); Pazos et al., (2017); Chan et al., (2019); Parton et al., (2020); y Iannacone et al., (2021) el tipo de MP en mayor abundancia encontrado en este trabajo fueron las fibras. Esto podría deberse a dos causas principalmente: masiva emisión y persistencia. Las fibras sintéticas son una fuente primaria significativa de MPs por su uso extensivo en textiles tales como ropa, tapicería y alfombras (Koelmans et al., 2019). Al realizar lavados de estos productos, sufren desgaste liberando microfibras al agua. Estas microfibras al ser tan pequeñas (<5 mm) evaden sistemas de filtración de aguas por lo que son transportadas a través de los sistemas de aguas residuales hacia los cuerpos de agua, donde pueden acumularse hasta ingresar a la cadena trófica (por ingestión) (Wang y Wang, 2020, Sun et al., 2019). A esto se le suma su gran persistencia en el ambiente ya que su composición sintética con polietileno, polipropileno y poliamidas impide una degradación rápida.

En cuanto a los colores de MP, el más abundante fue el color azul 56,6%, continuando el negro 28,8%, el rojo 12,2%, amarillo 1,1% y blanco 1,1%. Un total de 30 ítems fueron clasificados como incoloros o indefinidos. Coincidiendo con otros trabajos como Parton et al., (2020) y Mandiola et al., (2021). El color de los MPs podría ser un factor importante en el consumo de alimento sobre todo en especies depredadoras visuales. Rios, (2022) vieron la selectividad que manifestaban peces

cebra frente a una misma cantidad de MPs preferían consumir partículas de color azul evitando consumir las de color verde y blanco.

Cabe destacar que el color está relacionado con su composición química la que podría incluir plastificantes y agentes colorantes, como también la absorción de tóxicos (Parton et al., 2020; Weis, 2020). Worm et al., (2017) sostienen que estas sustancias pueden ser liberadas al medio y ser ingeridas por los organismos y bioacumularse en sus tejidos.

Dado que los peces demersales, como la Corvina tienen un método de alimentación selectivo, Rummel et al., (2016) y Lusher et al., (2016) sugieren que los MP se pueden asimilar a través de la ingesta de presas contaminadas o al ingerirlos accidentalmente cuando se confunden con alimento (Bucol et al., 2020; Weis, 2020).

No se encontró evidencia estadística para establecer una correlación entre el número de partículas plásticas por tubo digestivo y el largo estándar de los ejemplares. Otros estudios han demostrado que la abundancia de MPs no siempre aumenta con el tamaño del pez. Lusher et al., (2015), detectó MPs en peces de aguas profundas del Atlántico Norte, pero no halló una relación con el tamaño de los peces. Pazos et al., (2017) evaluaron 11 especies de peces marinas de cuatro hábitos alimentarios distintos: detritívoro, planctívoro, omnívoro e ictiófago en el Río de la Plata resultando que el número de MPs encontrados no estaba relacionado con la talla ni con el peso de los peces, tampoco con sus hábitos alimentarios. Iannacone, (2012) observó correlación positiva entre estas variables únicamente para una especie de las cinco evaluadas (*Isacia conceptionis*).

La falta de correlación positiva entre el tamaño de los peces y la abundancia de MPs en su sistema digestivo puede deberse a varios factores. Los MPs no se encuentran distribuidos en el agua de forma uniforme. Las corrientes y las mareas pueden causar acumulaciones de MPs en ciertas áreas, afectando a los peces que habitan o se alimentan en esas zonas. Los ejemplares juveniles y adultos de corvina se alimentan en diferentes niveles de la columna de agua. La corvina juvenil explota todos los ambientes del estuario, cambiando sus hábitos a medida que crece: los individuos más pequeños prefieren las presas pelágicas, mientras que los mayores explotan más los recursos demersales y bentónicos. La dieta de la corvina está representada por: poliquetos, quetognatos, copépodos, misidáceos, decápodos, anfípodos, peces y en menor medida por nematodos, moluscos, isópodos y ofiuroideos (Sardiña, 2004).

La concentración de MPs también podrían variar entre distintos niveles de la columna de agua generando que especies pelágicas, bentónicas y los diversos ecosistemas, diferentes especies de peces habitan en diversos ecosistemas (por

ejemplo, pelágico, bentónico) y niveles de la columna de agua, donde la concentración de MPs puede variar considerablemente.

Otro aspecto a tener en cuenta es la fisiología digestiva de los peces. Los MPs ingeridos pueden acumularse en el tubo digestivo aunque también a medida que ingresan existe excreción de los mismos independientemente de su talla. En tal sentido, la tasa metabólica podría influir en la retención y excreción de MPs, así los peces con tasas metabólicas más altas pueden procesar y expulsar MPs más rápidamente (Santana et al., 2021).

9. CONCLUSIONES

La presencia de microplásticos en TGI de *M. furnieri* registrada en el presente trabajo, es considerada un primer hallazgo para la Flota Pesquera Uruguaya para esta especie, información que a su vez colabora en la ampliación del conocimiento sobre estos contaminantes en recursos pesqueros de interés comercial para el país y la región.

El protocolo de extracción elegido y optar por un procedimiento libre de plásticos nos permitió realizar un análisis satisfactorio recuperando 120 partículas plásticas siendo la mayor proporción fibras de color azul y de esta forma poder confirmar la presencia de MPs en TGI de Corvina rubia. La persistencia de las microfibras en el medio ambiente deja en evidencia la interconexión que existe entre la salud humana, la salud animal y la salud ambiental, recordándonos que cada acción cuenta y que debemos actuar con responsabilidad para proteger el equilibrio esencial que compartimos.

Por otra parte, resulta relevante a futuro poder caracterizar químicamente estas partículas a fin de determinar qué polímeros plásticos están presentes. En el mismo sentido, estos resultados podrían relacionarse con la presencia de MPs en el tejido muscular (parte comestible) y permitir la estimación del impacto de los MPs en la dieta de la población a través de índices de consumo.

La contaminación por MPs es un problema global que afecta a múltiples niveles del medio ambiente y la salud humana. Abordar este problema requiere un enfoque integral que incluya la reducción de la producción de plásticos, mejoras en la gestión de residuos y continuar investigando sobre los efectos de los MPs y las posibles soluciones para mitigar su impacto.

10.REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abbasi, S., Soltani, N., Keshavarzi, B., Moore, F., Turner, A., & Hassanaghaei. (2018). Microplastics in different tissues of fish and prawn from the Musa Estuary, Persian Gulf. *Chemosphere*, 205, 80-87. Retrieved from this link.
- Acha, E. M., Mianzan, H. H., Iribarne, O., Gagliardini, D. A., Lasta, C., & Daleo. (2003). The role of the Río de la Plata bottom salinity front in accumulating debris. *Marine Pollution Bulletin*, 46, 197-202.
- Akhbarizadeh, R., Moore, F., & Keshavarzi, B. (2019). Investigating microplastics bioaccumulation and biomagnification in seafood from the Persian Gulf: a threat to human health? *Food Additives & Contaminants: Part A*, 36(11), 1696-1708.
- Alava, J. J. (2020). Modeling the bioaccumulation and biomagnification potential of microplastics in a cetacean foodweb of the northeastern pacific: A prospective tool to assess the risk exposure to plastic particles. *Frontiers in Marine Science*, 7, 566101.
- Andrady, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1596-1605.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.0304>
- Andrady, A. L., & Neal, M. A. (2009). Applications and societal benefits of plastics. *Philosophical Transactions of the Royal Society*, 364.
doi: 10.1098/rstb.2008.0304
- Amaya, E., Molina, F., & Sanchez, M. (2018). *Producción de polipropileno* [Tesis de grado, Facultad de Ciencias Aplicadas a la Industria, Universidad Nacional de Cuyo]. Uncuyo.
http://feminismo.bdigital.uncu.edu.ar/objetos_digitales/11477/proyectofinal-v.3.1.pdf
- Arias, A. H., Ronda, A. C., Oliva, A. L., & Marcovecchio, J. E. (2019). Evidence of Microplastic Ingestion by Fish from the Bahía Blanca Estuary in Argentina, South America. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 102(6), 750-756.
- Arriola, E.A., & Velásquez, F.E. (2013). *Evaluación técnica de alternativas de reciclaje de poliestireno expandido (EPS)* [Tesis de grado, Facultad de Ingeniería y Arquitectura, Escuela de Ingeniería Química y de Alimentos. Universidad de El Salvador]. Universidad del Salvador.

<https://oldri.ues.edu.sv/id/eprint/5033/1/Evaluaci%C3%B3n%20t%C3%A9cnica%20de%20alternativas%20de%20reciclaje%20de%20poliestireno%20expandido%20%28EPS%29.pdf>

- Astorga-Perez, A., Ulate-Naranjo, K., & Abarca-Guerrero, L. (2022). Presencia de microplásticos en especies marinas del Parque Nacional Marino las Baulas. *Revista Tecnología en Marcha*, 35(2), 28-38.
- Avio, C. G., Gorbi, S., & Regoli, F. (2017). Plastics and microplastics in the oceans: From emerging pollutants to emerged threat. *Marine Environmental Research*, 128, 2-11.
- Baird, R. W., & Hooker, S. K. (2000). Ingestión de presas plásticas y inusuales por una marsopa juvenil. *Boletín de Contaminación Marina*, 40(8), 719-720.
- Barboza, L. G. A., Vethaak, A. D., Lavorante, B. R. B. O., Lundebye, A. K., Guilhermino, L., & Reaimundo, J. (2018a). Marine microplastic debris: An emerging issue for food security, food safety, and human health. *Marine Pollution Bulletin*, 133, 336-348.
- Barboza, L. G. A., Vieira, L. R., Branco, V., Figueiredo, N., Carvalho, F., Carvalho, C., & Guilhermino, L. (2018c). Microplastics cause neurotoxicity, oxidative damage, and energy-related changes and interact with mercury bioaccumulation in European seabass (*Dicentrarchus labrax*, Linnaeus, 1758). *Environmental Toxicology*, 195, 49-57.
- Barboza, L. G. A., Vieira, L. R., & Guilhermino, L. (2018b). Unique and combined effects of microplastics and mercury on European seabass (*Dicentrarchus labrax*) juveniles: Changes in behavior response, reduced swimming speed, and endurance time. *Environmental Pollution*, 236, 1014-1019.
- Bava, J., Jaureguizar, A., & Meijide, F. (1996). *Algunos aspectos de la biología reproductiva y comportamiento trófico de la corvina rubia (Micropogonias furnieri) en relación al frente salino del estuario del Río de la Plata*. INEDEL.
- Bellas, J., Martínez-Armental, J., Martínez-Cámara, A., Besada, V., & Martínez-Gómez, C. (2016). Ingestion of microplastics by demersal fish from the Spanish Atlantic and Mediterranean coasts. *Marine Pollution Bulletin*, 109, 55-60.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.026>.

- Berg, P., Huerta-Lwanga, E., Corradini, F., & Geissen, V. (2020). Sewage sludge applications as a vehicle for microplastics in eastern Spanish agricultural soils. *Environmental Pollution*, 261, 114198.
- Bergmann, M., Gutow, L., & Klages, M. (2015). *Marine Anthropogenic Litter*. Springer Nature
- Bergonzi, C. (1997). Interrelaciones tróficas de algunas especies de peces del área costera de la provincia de Buenos Aires. En *Seminario de Licenciatura*, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata.
- Blesa Marco, Z.E., Sáez, J.A., Andreu-Rodríguez, F.J., Pedraza Torres, A.M., Bustamante, M.A, Suárez-Estrella, F., & Moral, R. (2023). Effect of agricultural microplastic and mesoplastic in the vermicomposting process: Response of *Eisenia fetida* and quality of the vermicomposts obtained. *Environmental Pollution*, 333, 122027. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122027>
- Bustamante, M. A., Suárez-Estrella, F., & Moral, R. (2023). Effect of agricultural microplastic and mesoplastic in the vermicomposting process: Response of *Eisenia fetida* and quality of the vermicomposts obtained. *Environmental Pollution*, 333, 122027. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122027>
- Bogevik, A. S., Puvanendran, V., Vorkamp, K., Burgerhout, E., Hansen Ø, Fernández-Míguez, M., Krasnov, A., Afanasyev, S., Høst, V., & Ytteborg, E. (2023). Long-Term Influence of PCB- and PBDE-Spiked Microplastic Spheres Fed through Rotifers to Atlantic Cod (*Gadus morhua*) Larvae. *International Journal of Molecular Sciences*, 24(12), 10326. <https://doi.org/10.3390/ijms241210326>
- Browne, M.A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., & Thompson, R. (2011). Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: Source and sinks. *Environmental Science & Technology*, 45(21), 9175-9179.
- Browne, M. A., Galloway, T., & Thompson, R. (2007). Microplastic – An emerging contaminant of potential concern? *Integrated Environmental Assessment and Management*, 3(4), 559-566.
- Browne, M.A., Underwood, A.J., Chapman, M.G., Williams, R., Thompson, R.C., & van Franeker, J. A. (2015). Linking effects of anthropogenic debris to ecological impacts. *Proceedings of the Royal Society B*, 282, 20142929.

- Bucol, L.A., Romanov, E. F., Cabcabana, S.M., Simplona, L.M.D., Madrida, G.C., Bucol, A. A., & Polidoro, B. (2020). Microplastics in marine sediments and rabbitfish (*Siganus fuscus*) from selected coastal areas of Negros Oriental, Philippines. *Marine Pollution Bulletin*, 50, 110685. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110685>
- Campoy, P., & Beiras, R. (2019). Revisión: Efectos ecológicos de macro-, meso- y microplásticos (Proyecto REPESCAPLAS 2). ECIMAT) - Universidade de Vigo. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.36814.89926>
- Carlos, P. I., & Flores, E. (2009). Polímero vs. Plásticos. *Revista de Materiales*, 12(3), 45-56.
- Carr, A. (1987). New Perspectives on the Pelagic Stage of Sea Turtle Development. *Conservation Biology*, 1(2), 102-121.
- Castañeda, R. A., Avlijas, S., Simard, M. A., & Ricciardi, A. (2014). Microplastic pollution in St. Lawrence River sediments. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 71(12), 1767-1771.
- Chamas, A., Moon, H., Zheng, J., Qiu, Y., Tabassum, T., Jang, J. H., Abu-Omar, M., Scott, S. L., & Suh, S. (2020). Degradation Rates of Plastics in the Environment. *ACS Sustainable Chemistry and Engineering*, 8(9), 3494-3511.
- Chan, H. S. H., Dingle, C., & Not, C. (2019). Evidence for non-selective ingestion of microplastic in demersal fish. *Marine Pollution Bulletin*, 149, 110523.
- Choy, C.A., Robison, B.H., Gagne, T.O., Erwin, B., Firl, E., Halden R.U., Hamilton J.A., Katija, K., Lisin, S.E., Rolsky, C., & Van Houtan, K.S. (2019). The vertical distribution and biological transport of marine microplastic across the epipelagic and mesopelagic water column. *Scientific Reports*, 9, 7843.
- Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo. (2017). *Identificación del recurso. Ficha técnica corvina (Micropogonias furnieri)* <http://www.ctmfm.org/upload/biblioteca/201708/ficha-tecnica-corvina-ctmfm-150289188833.pdf>
- Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R., Moger, J., & Galloway, T.S. (2013). Microplastic ingestion by zooplankton. *Environmental Science & Technology*, 47(12), 6646-6655. <https://doi.org/10.1021/es400663f>

- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., & Galloway, T. S. (2011). Los microplásticos como contaminantes en el medio marino: una revisión. *Marine Pollution Bulletin*, 62(12), 2588-2597.
- Costa, G. R., Rocha, M. B., Querol, M. V. M., Dal Magro, J., Machado, M. M., & Oliveira, L. F. S. (2016). Cd, Cu, and Mn from Uruguay River Basin in Uruguaiana, RS, Brazil, and their toxicological potential for human leukocyte. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 38(4), 439-446.
- de Blas, I. (2006). *Working in Epidemiology*. Facultad de Veterinaria, Universidad de Zaragoza.
- De la Torre, G.E. (2020). Microplastics: An emerging threat to food security and human health. *Journal of Food Science and Technology*, 57(5), 1601-1608.
- de Sa, L. C., Luís, L. G., & Guilhermino, L. (2015). Effects of microplastics on juveniles of the common goby (*Pomatoschistus microps*): Confusion with prey, reduction of the predatory performance and efficiency, and possible influence of developmental conditions. *Environmental Pollution*, 196, 359-362. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.10.026>.
- 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>.
- Díaz, G. E. (2018). *Evaluación del material particulado microplásticos y su relación con la calidad del aire en el interior de los hogares* [Tesis de grado, Facultad de Ingeniería, UCV]. Universidad Cesar Vallejo. https://repositorio.ucv.edu.pe/bitstream/handle/20.500.12692/32304/D%C3%A9az_DGE.pdf
- Dirección Nacional de Recursos Acuáticos. (2019). *Boletín Estadístico Pesquero 2018*. <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/sites/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/files/2020-02/Bolet%C3%ADn%20Estad%C3%ADstico%20Pesquero%202016-2018.pdf>
- Du, F., Cai, H., Zhang, Q., Chen, Q., & Shi, H. (2020). Microplastics in take-out food containers. *Journal of Hazardous Materials*, 399, 122969.

- Duis, K., & Coors, A. (2016). Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects. *Environmental Science Europe*, 28(2).
<https://doi.org/10.1186/s12302-015-0069-y>.
- Edo, C., Fernández-Piñas, F., Leganes, F., Gómez, M., Martínez, I., Herrera, A., & González-Pleiter, M. (2023). A nationwide monitoring of atmospheric microplastic deposition. *Science of the Total Environment*, 905, 166923.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166923>.
- European Food Safety Authority. (2016). Presence of microplastics and nanoplastics in food, with particular focus on seafood. EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). *EFSA Journal*, 14(6), 4501.
<https://doi.org/10.2903/j.efsa.2016.4501>.
- Elias, R. (2015). Mar del plástico: una revisión de los problemas del plástico en el mar. *Revista de Investigación y Desarrollo Pesquero*, 27, 83-105.
- Eriksen, M., Lebreton, L. C. M., Carson, H. S., Thiel, M., Moore, C. J., Borerro, J. C., Galgani, F., Ryan, P. G., & Reisser, J. (2014). Plastic pollution in the world's oceans: more than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea. *PLoS ONE*, 9(12), e111913. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111913>
- Farrell, P., & Nelson, K. (2013). Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.). *Environmental Pollution*, 177, 1-3.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.01.046>.
- Ferreira, P., Fonte, E., Soares, M. E., Carvalho, F., & Guilhermino, L. (2016). Efectos de multiestresores en juveniles del pez marino *Pomatoschistus microps*: nanopartículas de oro, microplásticos y temperatura. *Agua. Toxicología*, 170, 89-103.
- Fischer, E. (2019). *Distribution of microplastics in marine species of Wadden Sea along the coastline of Schleswig-Holstein, Germany* (Final report). University of Hamburg.
- Foekema, E. M., Gruijter, C. De, Mergia, M. T., Franeker, J. A. Van, Murk, A. J., & Koelmans, A. A. (2013). Foekema EM. Plastic in North Sea Fish. ES&T 2013. *Environmental Science & Technology*, 47, 8818-8824.
<https://doi.org/10.1021/es400931b>
- Galgani, F., Ryan, P. G., & Reisser, J. (2014). Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea.

PLOS ONE, 9(12), e111913.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111913>

- Galloway, T.S. (2015). Micro- and nano-plastics and human health. En R. C. Thompson (Ed.), *Marine anthropogenic litter* (pp. 343-366). Springer.
- García-Jaramillo, L. S., Morán-Silva, Á., Chávez-López, R., & Cházaro-Olvera, S. (2023). Presencia de microplásticos en tracto digestivo de *Anchoa hepsetus* (Clupeiformes: Engraulidae) obtenidos de la pesca ribereña del municipio de Alvarado, Veracruz. *Biología Ciencia y Tecnología*, 16, 1155-1169.
<https://doi.org/10.22201/fesi.20072082e.2023.16.86352>
- Garrido, E., Ryder, J., Elvevoll, E. O., & Olsen R. L. (2020). Microplastics in fish and selfish. A threat to safe food safety? *Journal of Aquatic Food Product Technology*, 29(4), 417-425. <https://doi.org/10.1080/10498850.2020.1739793>
- Group of Expert son the Scientific Aspecto of Marine Environmental Protection. (2019). *Guidelines for the monitoring and assessment of plastic litter and microplastics in the ocean*. IMO; FAO; UNESCO-IOC; UNIDO; WMO; IAEA; UN; UNEP; UNDP; ISA.
- Gray, J. S. (2002). Biomagnification in marine systems: the perspective of an ecologist. *Marine Pollution Bulletin*, 45(1-12), 46–52.
- Habib, D., Locke, D. C., & Cannone, L.J. (1996). Synthetic fibers as indicators of municipal sewage sludge, sludge products, and sewage treatment plant effluents. *Water, Air and Soil Pollution*, 103, 1-8.
- Haimovici, M., Cardoso, L. G., & Gatto Unpierre, R. (2016). Stocks and management units of *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) in southwestern Atlantic. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 44(5), 1080-1095.
- Hermosa Altez, C.A. (2019). *Tubería polietileno de alta densidad en comparación al policloruro de vinilo para un sistema de bombeo* [Tesis de grado, Facultad de Ingeniería, UPLA]. Repositorio UPLA.
https://repositorio.upla.edu.pe/bitstream/handle/20.500.12848/1288/T037_232_74439_T.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R. C., & Thiel, M. (2012). Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. *Environmental Science & Technology*, 46, 3060-3075.

- Horton, A.A., Svendsen, C., Williams, R.J., Spurgeon, D.J., & Lahive, E. (2017). Large microplastic particles in sediments of tributaries of the River Thames, UK - abundance, sources and methods for effective quantification. *Marine Pollution Bulletin*, 114, 218e226. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.09.004>
- Hussain, N. (2001). Recent advances in the understanding of uptake of microparticulates across the gastrointestinal lymphatics. *Advanced Drug Delivery Reviews*, 50(1-2), 107-142. [https://doi.org/10.1016/S0169-409X\(01\)00152-1](https://doi.org/10.1016/S0169-409X(01)00152-1)
- Iannacone, J., Principe, F., Minaya, D., Panduro, G., Carhuapoma, M., & Alvarino, L. (2021). Microplastics in marine fishes of economic importance in Lima, Peru. *Revista de Investigaciones Veterinarias Del Perú*, 32(2). <https://doi.org/10.15381/rivep.v32i2.2003>
- Ivar Do Sul, J. A., & Costa, M. F. (2014). The present and future of microplastic pollution in the marine environment. *Environmental Pollution*, 185, 352-364. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.10.036>
- Jambeck, J.R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T.R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., & Law, K. L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347(6223), 768-771. <https://doi.org/10.1126/science.1260352>
- Jenner, L. C., Rotchell, J. M., Bennett, R. T., Cowen, M., Tentzeris, V., & Sadofsky, L. R. (2022). Detection of microplastics in human lung tissue using μ FTIR spectroscopy. *Science of The Total Environment*, 831, 154907. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154907>
- Kalaronis, D., Ainali, N.M., Evgenidou, E., Kyzas, G., Yang, X., Bikiaris, D., & Lambropoulou, D. (2022). Microscopic techniques as tools for the determination of microplastics and nanoplastics in the aquatic environment: A short review. *Green Analytical Chemistry*, 3, 100036 <https://doi.org/10.1016/j.greeac.2022.100036>
- Katija, K., Lisin, S. E., Rolsky, C., & Van Houtan, K. S. (2019). The vertical distribution and biological transport of marine microplastic across the epipelagic and mesopelagic water column. *Scientific Reports*, 9, 7843.
- Kenyon, K.W., & Kridler, E. (1969). Laysan albatrosses swallow indigestible matter. *Auk*, 86, 339-343. <https://doi.org/10.2307/4083505>

- Koelmans, A. A., Nor, N. H. M., Hermesen, E., Kooi, M., Mintenig, S. M., & De France, J. (2019). Microplastics in freshwaters and drinking water: Critical review and assessment of data quality. *Water Research*, 155, 410-422.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.054>
- Korrick, S. A., & Sagiv, S. K. (2008). Polychlorinated biphenyls, organochlorine pesticides and neurodevelopment. *Current Opinion in Pediatrics* 20(2), 198-204. <https://doi.org/10.1097/MOP.0b013e3282f6a4e9>
- Laist, D.W. (1987). Overview of the Biological Effects of Lost and Discarded Plastic debris in the Marine Environment. *Marine Pollution Bulletin*, 18(6B), 319-326
- Laist, D. W. (1997). Impacts of marine debris: Entanglement of marine life in marine debris including a comprehensive list of species with entanglement and ingestion records. En R. S. Shomura & M. L. Godfrey (Eds.), *Marine Debris: Sources, Impacts, and Solutions* (pp. 99-139). Springer.
- La Colla, N.S. (2016). *Bioacumulación de metales en peces marinos y su distribución en columna de agua, bajo diferentes gradientes en el estuario de Bahía Blanca* [Tesis doctoral, Universidad Nacional del Sur]. Repositorio UNS. <http://repositoriodigital.uns.edu.ar/handle/123456789/2642>
- Lei, L., Liu, M., Song, Y., Lu, S., Hu, J., Cao, C., Xie, B., Shi, H., & He, D. (2018). Polystyrene (nano) microplastics cause size-dependent neurotoxicity, oxidative damage and other adverse effects in *Caenorhabditis elegans*. *Environmental Science: Nano*, 5(8), 2009-2020.
- Lei, L., Wu, S., Lu, S., Liu, M., Song, Y., Fu, Z., Shi, H., Raley-Susman, K.M., & He, D. (2018). Microplastic particles cause intestinal damage and other adverse effects in zebrafish *Danio rerio* and nematode *Caenorhabditis elegans*. *Science of the Total Environment*, 619, 1-8.
- Limongi, J. (2019). Evaluación de la presencia de microplásticos en especies marinas del Río de la Plata. *Revista de Investigación Pesquera*, 25(3), 123-135
- Lusher, A.L., McHugh, M., & Thompson, R. C. (2013). Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. *Marine Pollution Bulletin*, 67(1-2), 94-99.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.11.028>
- Lusher, A.L., O'Donnell, C., Officer, R., & O'Connor, I. (2015). Microplastic interactions with North Atlantic mesopelagic fish. *ICES Journal of Marine*

Science, 73(4), 1214-1225.
<https://doi.org/10.1093/icesjms/fsv241>

Lusher, A.L., Hollman, P., & Mandoza-Hill, J. (2017a). *Microplastics in fisheries and aquaculture*. FAO. <http://www.fao.org/3/a-i7677e.pdf>

Lusher, A.L., Welden, N.A., Sobral, P., & Cole, M. (2017b) Sampling, isolating and identifying microplastics ingested by fish and invertebrates. *Analytical Methods*, 9, 1346-1360.
<https://doi.org/10.1039/C6AY02415G>

Macchi, G.J. (1992). *Estudios histológicos aplicados al ciclo reproductivo y a diagnósticos patológicos en la corvina rubia, (Micropogonias furnieri) su vinculación a la biológica pesquera y el análisis de las relaciones ecológicas de la especie* [Tesis doctoral, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales]. Aquadocs.
https://aquadocs.org/bitstream/handle/1834/8969/Macchi_1992.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Macchi, G. (1997). Reproducción de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) del sector rioplatense y su relación con los gradientes de salinidad. *Revista de Investigación y Desarrollo Pesquero*, 11, 3-94.

Mandiola, A.M., Bagnato, R., Gana, J.C., De León, C., Dassis, M., Albareda, D. & Denucio, P. (2021) Baseline data of the presence of meso and microplastics in the digestive tract of a commercially important teleost fish from Río de la Plata Estuary System (Southwest Atlantic Ocean). *Marine and Fishery Sciences*, 35(1). <https://doi.org/10.47193/mafis.3512022010101>

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. *Plus one*, 15(10), e0240792.

Neto, J.G., Rodrigues, F.L., Ortega, I., Rodrigues, L., Lacerda, A., Coletto, J., & Proietti, M.C., (2020). Ingestion of plastic debris by commercially important marine fish in southeast- south Brazil. *Environmental Pollution*, 267.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115508>

Neves, D., Sobral, P., Ferreira, J. L., & Pereira, T. (2015). Ingestion of microplastics by commercial fish off the Portuguese coast. *Marine Pollution Bulletin*, 101(1), 119-126. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.11.008>

- Obbard, R.W., Sadri, S., Wong, Y.Q., Khitum, A., Baker, I., & Thompson, R.C. (2014). Global warming releases microplastic legacy frozen in Arctic Sea ice. *Earth's Future*, 2, 315-320.
- Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos. (2022). *Global Plastics Outlook*.
<https://www.oecd.org/environment/plastics/>
- Olivares, A. (2021). *Determinación de las características bromatología y productivas de larvas de tenebrio molitor alimentadas con dietas a base de poliestireno expandido y avena* [Tesis de grado, Facultad de Ciencias Veterinarias y Biológicas, Universidad Científica del Sur]. Universidad Científica del Sur.
<https://repositorio.cientifica.edu.pe/handle/20.500.12805/2406>
- Olsson, D., Forni, F., Saona, G., Verocai, J., & Norbis, W. (2013). Temporal feeding habits of the whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* in a shallow coastal lagoon (southwestern Atlantic Ocean, Uruguay). *Ciencias Marinas*, 39(3), 265-276.
- Organización de las Naciones Unidas. (2017). *La ONU lucha por mantener los océanos limpios de plásticos*. <https://news.un.org/es/story/2017/05/1378771>
- Organización de las Naciones Unidas. (2019). *Los microplásticos en el pescado y los mariscos, ¿deberíamos preocuparnos?*.
<https://news.un.org/es/story/2019/07/1460041>
- Ortega García, J.A., i Tortajada J.F., Molini Menchón, N., López Andreu, J.A., García, I., Castell J., & Cánovas Conesea, C.A. (2002), Hospital sostenible (parte I). Exposición pediátrica a cloruro de polivinilo y ftalatos. Medidas preventivas. *Revista Española de Pediatría*, 58(4), 251-266.
- Parton, K.J., Godley, B.J., Santillo, D., Tausif, M., Omeyer, L.C.M., & Galloway, T.S. (2020). Investigating the presence of microplastics in demersal sharks of the North East Atlantic. *Scientific Reports*, 10, 12204.
- Pazos, R.S., Maiztegui, T., Colautti, D.C., Paracampo, A.H., & Gómez, N. (2017). Microplastics in gut contents of coastal freshwater fish from Río de la Plata estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 122, 85-90.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.007>
- Perez, E.M. (2022). *Proceso foto-Fenton como una alternativa en la degradación de microplásticos de poliamida presentes en aguas residuales textiles* [Tesis de Doctorado, Universidad Politécnica de Valencia]. Repositorio UPV.

<https://riunet.upv.es/bitstream/handle/10251/191335/Marcelino%20-%20Proceso%20foto-Fenton%20como%20una%20alternativa%20en%20la%20degradacion%20de%20microplasticos%20de%20polia....pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Phuong, N., Zalouk-Vergnoux, A., Poirier, L., Kamari, A., Châtel, A., Mouneyrac, C., & Lagarde, F. (2016). Is there any consistency between the microplastics found in the field and those used in laboratory experiments? *Environmental Pollution*, 211, 111-123.

PlasticsEurope. (2022). *Plásticos - Situación en 2022. Economía circular de los plásticos en España*. <https://plasticseurope.org>

PlasticsEurope. (2023). *Plásticos - Datos de interés 2023*. <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-fast-facts-2023/>

Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. (2019). *Los MPs en el pescado y los mariscos, ¿deberíamos preocuparnos?* <https://news.un.org/es/story/2019/07/1460041>

Pramila, R., & Ramesh K. V. (2011) Biodegradation of low density polyethylene (LDPE) by fungi isolated from marine water– a SEM analysis. *African Journal of Microbiology Research*, 5, 5013- 5018.

Ragusa, A., Svelato A., Santacroce C., Catalano, P., Notarstefano, V., Carnevali, O., Papa, F., Rongioletti, M.C.A., Baiocco, F., Draghi, S., D'Amore, E., Rinaldo, D., Matta, M., & Giorgini, E. (2020). Plasticenta: First evidence of microplastics in human placenta. *Environment International*, 146, 106274 <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106274>

Rainieri, S., & Barranco, A. (2019). Microplastics, a food safety issue?. *Trends in Food Science and Technology*, 84, 55-57. <https://doi.org/10.1016/j.tifs.2018.12.009>

Ramos Arellano, V.A. (2022). *Análisis comparativo de características físicas entre un hilo 100% PES (poliéster) y 100% polietilen tereftalato reciclado (RPET)*. [Tesis de grado, Facultad de Ingeniería en Ciencias Aplicadas, Universidad Técnica del Norte]. UTN. <https://repositorio.utn.edu.ec/jspui/bitstream/123456789/13294/2/04%20IT%20309%20TRABAJO%20DE%20GRADO.pdf>

Ríos, J. M. (2022). El papel del color en la ingesta de fragmentos de microplástico por el pez cebra (*Danio rerio*). *Revista Internacional De Contaminación*

Ambiental, 38, 551-560.
<https://doi.org/10.20937/RICA.54523>

- Rodríguez, G. (2019). *Detección de MPs en mejillón (Mytilus edulis) de la costa atlántica Uruguay* [Tesis de grado, Facultad de Veterinaria, UDELAR]. Biblioteca digital FVET.
<https://bibliotecadigital.fvet.edu.uy/bitstream/handle/123456789/2560/FV-33860.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Rodríguez, A., Fossatti, M., Carrizo, D., Sánchez-García, L., Teixeira de Mello, F., Weinsteine, F., & Lozoya, J.P. (2020). Mesoplastics and large microplastics along a use gradient on the Uruguay Atlantic coast: Types, sources, fates, and chemical loads. *Science of the Total Environment*, 721
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137734>
- Rubio, M. (2010). *Convivencia de las bolas de polietileno entre sus alternativas* [Tesis de grado inédita]. Instituto Nacional de Buenos Aires.
- Rummel, C.D., Löder, M., Fricke, N.F., Lang, T., Griebeler, E.M., Janke, M., & Gerdts, G. (2016). Plastic ingestion by pelagic and demersal fish from the North Sea and Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 102, 134-141.
- Ryan, P.G. (1988). The Characteristics and Distribution of Plastic Particles at the Sea-surface off the Southwestern Cape Province, South Africa. *Marine Environmental Research*, 25(4), 249-273
- Ryan, P. G. (1990). The marine plastic debris problem off southern Africa: Types of debris, their environmental effects, and control measures. En R. S. Shomura & M. L. Godfrey (Eds.), *Proceedings of the Second International Conference on Marine Debris* (pp. 85-102). U.S. Departamento of Commerce.
- Santana, M.F.M., Dawson, A.L., Motti, C.A., van Herwerden, L., Lefevre, C., & Kroon, F.J. (2021). Ingestion and depuration of microplastics by a planktivorous coral reef fish, *Pomacentrus amboinensis*. *Frontiers in Environmental Science*, 9, 641135.
- Santos, T. D., Bastian, R., Felden, J., Rauber, A. M., Reynalte-Tataje, D. A., & Mello, F. T. D. (2020). First record of microplastics in two freshwater fish species (*Iheringthys labrosus* and *Astyanax lacustris*) from the middle section of the Uruguay River, Brazil. (2020) *Acta Limnologica Brasiliensia*, 32, e26

- Sardiña, P. (2004). *Ecología trófica de estadios juveniles de los escienidos dominantes en el estuario de Bahía Blanca. Pescadilla de red (Cynoscion guatucupa) y corvina rubia (Micropogonias furnieri)* [Tesis de grado, Universidad Nacional del Sur]. AquDocs. https://aquadocs.org/bitstream/handle/1834/2595/Sardi%C3%B1a_2004.pdf?sequence=1
- Schwabl, P., Köppel, S., Königshofer, P., Bucsics, T., Trauner, M., Reiberger, T., & Liebmann, B., (2019). Detection of Various Microplastics in Human Stool. *Annals of Internal Medicine*, 171, 453-457. <https://doi.org/10.7326/M19-0618>
- Shen, M., Song, B., Zhu, Y., Zeng, G., Zhang, Y., Yang, Y., Wen, X., Chen, M., & Yi, H. (2020). Removal of microplastics via drinking water treatment: Current knowledge and future directions. *Chemosphere*, 251, 126612.
- Sierra, I., Chialanza, M. R., Faccio, R., Carrizo, D., Fornaro, L., & Pérez-Parada, A. (2019). Identification of microplastics in wastewater samples by means of polarized light optical microscopy. *Environmental Science and Pollution Research*, 27, 7409-7419.
- Song Y.K., Hong, S.H., Jang, M., Han, G.M., Rani. M., Lee, J., & Shim, W.J. (2015). A comparison of microscopic and spectroscopic identification methods for analysis of microplastics in environmental samples. *Marine Pollution Bulletin* 93, 202-209. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.01.015>
- Sun, J., Dai, X., Wang, Q., van Loosdrecht, M. C. M., & Ni, B. J. (2019). Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal. *Water Research*, 152, 21-37. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.12.050>
- Tarpley, R.J., & Marwitz, S. (1993). Plastic debris ingestion bt cetaceans along the Tezas coast: two case reports. *Aquatic Mammals*, 19(2), 93-98.
- Teil, M. J., Tlili, K., Blanchard, M., Chevreuil, M., Alliot, F., y Labadie, P. (2012). Occurrence of Polybrominated Diphenyl Ethers, Polychlorinated Biphenyls, and Phthalates in Freshwater Fish From the Orge River (Ile-de France). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 63(1), 101-113. <https://doi.org/10.1007/s00244-011-9746-z>
- Thiele, C.J., Hudson, M. D., Russell, A. E., Saluveer, M., & Sidaoui-Haddad, G., (2021). Microplastics in fish and fishmeal: an emerging environmental challenge? *Nature. Scientific Reports*, 11, 2045. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-81499-8>

- Thompson, R.C., Olsen, Y., Mitchell, R.P., Davis, A., Rowland, S.J., John, A.W.G., McGonigle, D., & Russell A.E., (2004). Lost at sea: Where is all the plastic?. *Science Magazine*, 838
<https://doi.org/10.1126/science.1094559>
- Torrez-Pérez, K.A., Cervantes, O., Reyes-Gomez, J., & Olivos-Ortiz, A. (2020). Quantification and Classification of Microplastics (Mps) in Urban, Suburban, Rural and Natural Beaches of Colima and Jalisco, México. *Costas*, 3(1), 207-230. <https://doi.org/10.25267/Costas.2021.v2.i3.0903>
- Unidad Tecnológicas de Santander. (2021). *Poliestireno-PS*.
<https://www.uts.edu.co/sitio/wp-content/uploads/2019/10/c-poliestireno.pdf>
- United Nations Environment Programme. (2016). *Marine plastic debris and microplastics – Global lessons and research to inspire action and guide policy change*. United Nations Environment Programme.
- Van Cauwenberghe, L., & Janssen, C.R. (2014). Microplastics in bivalves cultured for human consumption. *Environmental Pollution*, 193, 65-70.
- Van-Tiel, M., Teuling, A.J., Wanders, N., Vis, M.J.P., Stahl, K., & Van-Loon, A.F. (2018). The role of glacier changes and threshold definition in the characterization of future streamflow droughts in glacierised catchment. *Hydrology and Earth System Sciences*, 22, 463-485.
- von Moos, N., Burkhardt-Holm, P., & Köhler, A. (2012). Uptake and effects of microplastics on cells and tissue of the blue mussel *Mytilus edulis* L. after an experimental exposure. *Environmental Science & Technology*, 46(20), 11327-35. <https://doi.org/10.1021/es302332w>
- Vazzoler, M.P. (1991) Síntese de conhecimentos sobre a biologia da corvina, *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823), da costa do Brasil. *Atlântica*, 13(1), 55-74.
- Viršek, M. K., Palatinus, A., Koren, Š., Peterlin, M., Horvat, P., & Kržan, A. (2016). Protocol for microplastics sampling on the sea surface and sample analysis. *Journal of Visualized Experiments*, (118), e55161
<https://doi.org/10.3791/55161>
- Vizziano, D., Forni, F., Saona G., & Norbis, W. (2002) Reproduction of *Micropogonias furnieri* in a shallow temperate coastal lagoon in the Southern Atlantic. *Journal of Fish Biology*, 61(Supplement A), 196-206.
<https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2002.tb01771.x>

- Walkinshaw, C., Lindequea, P.K., Thompsonc, R., Tolhurstb, T., & Cole, M. (2020) Microplastics and seafood: lower trophic organisms at highest risk of contamination. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 190, 110066. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.110066>
- Wang, W., Ge, J., & Yu, X. (2020). Bioavailability and toxicity of microplastics to fish species: a review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 189, 109913. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109913>
- Wang, J., & Wang, M. (2020). Synthetic microfibers in the environment: A review on their occurrence, fate, and impacts. *Science of the Total Environment*, 742, 140524. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140524>
- Weiss, J.S. (2020). Investigación sobre microplásticos acuáticos: crítica y sugerencias para el futuro. *Agua*, 12(5), 1475.
- Wen, B., Jin, S.R., Chen, Z.Z., Gao, J.Z., Liu, Y.N., Liu, J.H., & Feng, X.S. (2018). Efectos únicos y combinados de los microplásticos y el cadmio sobre la acumulación de cadmio y la defensa antioxidante e inmunidad innata del pez disco (*Symphysodon aequifasciatus*). *Environmental Pollution*, 243, 462-471.
- Worm, B., Lotze, H.K., Jubinville, I., Wilcox, C., & Jambeck, J. (2017). Plastic as a persistent marine pollutant. *Annual Review of Environment and Resources* 42, 1-26.
- Wright, S.L., & Kelly, F.J. (2017). Plastic and Human Health: A Micro Issue? *Environmental Science & Technology*, 51, 6634-6647.
- Wright, S.L., Rowe, D., Thomson, R.C., & Galloway, T.S. (2015). Microplastic ingestion decreases energy reserves in marine worms. *Current Biology*, 23(23), 1031-1033.
- Zeytina, S., Wagnerb, G., Mackay-Robertsc, N., Gerdts, G., Schuirmannd, E., Klockmannd, S., & Slater, M. (2020). Quantifying microplastic translocation from feed to the fillet in European sea bass *Dicentrarchus labrax*. *Marine Pollution Bulletin*, 156(111210) <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111210>
- Zhang, K., Xiong, X., Hu, H., Wu, C., Bi, Y., Wu, Y., Zhou, B., Lam, P.K.S., & Liu, J. (2017). Occurrence and characteristics of microplastic pollution in Xiangxi Bay of Three Gorges Reservoir, China. *Environmental science & technology*, 51(7), 3794-3801.

ANEXOS

Tabla 3. Registro de datos.

MUESTRA	Ejemplar				Observación			
	LS	LT	PESO	SEXO	FIBRA	FILM	otros	total MPs
	<i>mm</i>	<i>mm</i>	<i>g</i>					<i>ítems</i>
C1	465	535	1506	H	2	0	0	2
C2	275	325	300	M	2	0	0	2
C3	356	415	766	M	5	0	0	5
C4	185	220	118	M	9	0	0	9
C5	565	645	3292	M	2	0	0	2
C6	270	320	354	M	2	0	0	2
C7	285	330	404	M	0	0	0	0
C8	270	320	354	M	3	0	0	3
C9	285	330	404	M	1	0	0	1
C10	210	240	162	H	2	0	0	2
C11	135	165	46	M	1	0	0	1
C12	115	140	30	H	7	0	0	7
C13	210	250	166	M	2	0	0	2
C14	175	210	108	H	5	0	0	5
C15	310	350	524	M	14	0	0	14
C16	320	365	581	H	8	0	0	8
C17	360	410	771	M	3	0	0	3
C18	330	375	604	H	2	1	0	3
C19	340	390	622	M	0	0	0	0
C20	340	395	692	M	10	0	0	10
C21	340	400	714	M	1	0	0	1

C22	320	370	623	M	4	0	0	4
C23	300	345	502	M	3	0	0	3
C24	340	390	612	M	6	0	0	6
C25	350	405	690	M	0	0	0	0
C26	355	410	726	M	0	0	0	0
C27	325	380	574	M	1	0	0	1
C28	385	440	808	M	3	0	0	3
C29	350	405	710	M	0	0	0	0
C30	370	420	778	H	0	0	0	0
C31	375	435	860	H	0	0	0	0
C32	360	420	822	H	0	0	0	0
C33	360	425	874	H	0	0	0	0
C34	370	430	864	M	0	0	0	0
C35	360	425	790	H	1	0	0	1
C36	385	450	868	H	0	0	0	0
C37	360	420	822	H	0	0	0	0
C38	380	440	906	M	0	0	0	0
C39	385	410	738	H	2	0	0	2
C40	320	370	578	M	0	0	0	0
C41	365	415	790	H	0	0	0	0
C42	370	430	774	H	0	0	0	0
C43	360	425	790	M	0	0	0	0
C44	375	430	810	M	0	0	0	0
C45	340	400	686	M	0	0	0	0
C46	395	460	979	H	0	0	0	0
C47	310	370	580	M	1	0	0	1

C48	365	420	883	M	1	0	0	1
C49	360	420	839	M	2	0	0	2
C50	345	400	611	M	0	0	0	0
C51	330	380	662	H	2	0	0	2
C52	320	370	561	M	2	0	0	2
C53	370	430	554	M	2	0	0	2
C54	330	390	676	H	0	0	0	0
C55	340	390	697	H	0	0	0	0
C56	340	400	650	M	0	0	0	0
C57	345	400	687	M	0	0	0	0
C58	310	365	521	M	0	0	0	0
C59	345	405	720	H	0	0	0	0
C60	335	390	747	H	0	0	0	0
C61	335	390	658	H	0	0	0	0
C62	305	360	541	M	0	0	0	0
C63	220	270	223	M	0	0	0	0
C64	270	320	354	M	0	0	0	0
C65	225	270	228	M	0	0	0	0
C66	230	280	244	M	0	0	0	0
C67	260	310	338	M	0	0	0	0
C68	240	290	287	M	0	0	0	0
C69	240	280	278	M	0	0	0	0
C70	230	270	250	H	1	0	0	1
C71	275	330	361	M	0	0	0	0
C72	225	270	247	H	0	0	0	0
C73	250	290	253	M	1	0	0	1

C74	255	300	295	M	2	0	0	2
C75	240	280	249	H	0	0	0	0
C76	245	290	277	M	0	0	0	0
C77	240	290	295	H	0	0	0	0
C78	245	285	278	M	1	0	0	1
C79	250	300	293	H	0	0	0	0
C80	270	320	372	M	0	0	0	0
C81	220	260	226	H	1	0	0	1
C82	245	295	297	H	1	0	0	1
C83	250	295	309	M	0	0	0	0
C84	245	290	271	H	0	0	0	0
C85	245	290	268	H	0	0	0	0
C86	255	295	312	M	0	0	0	0
C87	240	280	240	M	0	0	0	0
C88	270	310	343	M	0	0	0	0
C89	225	260	225	H	0	0	0	0
C90	240	280	261	H	0	0	0	0
C91	210	245	176	M	0	0	0	0
C92	260	300	354	M	0	0	0	0
C93	270	320	373	M	0	0	0	0
C94	270	320	323	H	0	0	0	0
C95	235	280	292	H	0	0	0	0
C96	235	280	260	M	0	0	0	0
C97	275	340	429	M	1	0	0	1
Total MPs								120