

Relación entre el tamaño, grupo trófico y el consumo de microplásticos en peces y bivalvos del Río Negro (Uruguay)

Lic. Camila Vidal

Tutor: Dr. Franco Teixeira de Mello

Co tutores: Dr. Alejandro D'Anatro y Dr. Juan Pablo Lozoya

Noviembre 2024, Montevideo - Uruguay.



Programa de
Desarrollo de las
Ciencias Básicas



AGENCIA NACIONAL
DE INVESTIGACIÓN
E INNOVACIÓN



COMISIÓN SECTORIAL DE
INVESTIGACIÓN CIENTÍFICA



CURE
Centro Universitario
Regional del Este





Agradecimientos

Quiero comenzar agradeciendo a mi equipo de tutores, Franco, Juan Pablo y Alejandro, quienes acompañaron todo este proceso con sus conocimientos, experiencia y escucha. Agradecer a UdelaR, PEDECIBA y al CURE - Maldonado, por ser mi casa de estudio desde hace muchos años. A la ANII y a CSIC, por creer en mí y este proyecto, y brindar su apoyo, que fue fundamental.

Agradecer a Miguel Gonzales Peltier y a la Universidad Autónoma de Madrid y a la Universidad de Alcalá, por haberme enseñado y permitirme perfeccionarme como investigadora. A todo el equipo del Laboratorio de Ecología y Monitoreo (Marge, Emi, Pache, Eve, Barbi D, Barbi S, Juan, Canario, Dalma, César, Ale, Euge, Coti, Lu), por ser mi espacio diario, donde siempre hay un café y una mano amiga para ayudar, enseñar y solucionar. Agradecer a toda la gente que me ha dado techo, cama, sillón, comida y hogar en este recorrido. Al equipo del Río Negro y Río Uruguay, con quienes compartimos atardeceres, amaneceres, mates, pizzas y risas, son de la gente más linda y compañera que conozco. Me llevo al mejor grupo humano, de trabajo y de todo. A mi Team Plástico, que son el dúo más lindo y con su cariño me han sacado adelante, gracias por hacerme ver la luz al final del túnel. A mis Rial, con quienes se atomiza eternamente, pero apenas uno lo necesita están buscando soluciones incondicionalmente. Hay quienes dicen que el mundo de la ciencia es árido y duro, y de a momentos lo es, pero con personas como las que me tocaron, se vuelve un lugar de contención y crecimiento.

Gracias a Agus y a Andy, la dupla más rota pero más hermosa de la FCien, que todavía me aguantan mi toxicidad del día a día, haciendo catarsis entre películas. A mis amigos del liceo y la vida, un grupo que casi nunca entiende de qué hablo, qué hago o dónde estoy, pero de cualquier forma me escuchan, me preguntan y me dan fuerzas; gracias por hacerme ver otros colores de la vida. Gracias a Joaquín, mi novio, mi amigo y mi dos, por estar en absolutamente todas, tenerme siempre paciencia y escucha sincera, quien me da fuerza y me aconseja sin juzgarme; perdón por tanta locura, tanto desgaste, y gracias por amarme por ser quien soy, aunque a veces sea desquiciante.

Gracias a mi familia, a mi abuela, primos y tíos, ese núcleo enredado y hermoso que me acompaña y me sostiene desde el día uno, que vio crecer a esa niña loca de los bichos, en una adulta loca por los bichos. Gracias a mis padres, sin cuyo sostén y apoyo nada de esto hubiera sido posible, gracias por darme alas y enseñarme a soñar, por darme consejo pero también dejarme ser. A mi hermano, Mateo, quien me hace falta todos los días, pero sin el que no sería quien soy hoy, por enseñarme a confiar en mi misma.

No me dan las palabras para expresar todo lo que siento, solamente eso, gracias, porque esta tesis no sería lo que es sin ustedes. Ni yo sería quien soy hoy.

Gracias.





Índice

1. Introducción	5
a. Hipótesis y objetivos	11
2. Métodos	13
a. Área de estudio y muestreo	13
b. Análisis de la comunidad de peces	15
i. Riqueza, abundancia, largo, biomasa	15
ii. Grupos y posición trófica	16
iii. Análisis estadístico	17
c. Microplásticos (MPs) e interacción	17
i. Detección y caracterización	17
ii. Corrección filogenética	20
iii. Análisis estadístico	20
iv. Caracterización polimérica	22
3. Resultados	23
a. Comunidad de peces	23
i. Caracterización de la comunidad	23
ii. Descripción de grupos tróficos	26
b. Interacciones con microplásticos	28
i. MPs y peces	28
ii. MPs y mejillones	36
iii. Comparativo entre peces y mejillones	38
iv. Caracterización polimérica	43
4. Discusión	44
5. Conclusiones y perspectivas	50
6. Bibliografía	52
7. Anexo	64





Resumen

Los plásticos se han vuelto uno de los poluentes más importantes de nuestros tiempos y constituyen el bien de desecho más abundante de la actualidad. Problemas globales en su gestión genera que ocurran grandes pérdidas al ambiente, convirtiéndose en un problema extendido en todo el mundo.

Los plásticos llegan a través de diferentes vías a los sistemas acuáticos, y una vez allí, pueden permanecer en diferentes compartimentos (superficie, columna de agua y sedimentos), donde se continúan fragmentando y degradándose en fracciones menores, donde los fragmentos de plástico <5 mm se los clasifica como microplásticos (MPs). La amplia distribución y presencia de los MPs genera que la biota se encuentre expuesta a estos poluentes y su consumo se encuentra ampliamente documentado en la biota, desde invertebrados hasta peces y aves, donde se ha encontrado que tienen la potencialidad de ocasionar gran variedad de impactos.

A pesar de la relevante contaminación de MPs que ocurre en los sistemas de agua dulce, los estudios en estos sistemas son escasos, y en Uruguay se limitan a arroyos y pocas especies de peces. Este trabajo busca ampliar el conocimiento sobre el consumo de MPs por peces y bivalvos en uno de los principales ríos de Uruguay. Además, se exploran variables que pueden relacionarse con el consumo de MPs como ser relaciones filogenéticas, hábitos alimentarios, posición trófica, tamaño y características de los MPs ingeridos por los organismos.

El análisis de MPs en cuatro sitios del Río Negro (Uruguay) entre las represas de Rincón del Bonete y Baygorria, mostró una gran incidencia de la contaminación por MPs en bivalvos y peces. Se detectó ingesta de MPs en todos los sitios estudiados, siempre presente en la especie de bivalvo estudiada (*Limnoperna fortuneii*) y en 35 de las 36 especies de peces. Se encontró una relación entre el peso de los peces y la cantidad de MPs ingerida, aunque se vio que esta puede variar entre los diferentes grupos tróficos. Se identificó al grupo Piscívoros como el de mayor consumo de microplásticos por individuo dentro de esta comunidad, y a los Mesocarnívoros como el de menor consumo. Además se vio que al ponderar el consumo de microplásticos por el peso de los individuos, las especies de tallas más pequeñas son las que tienen una mayor ingesta relativa. Se confirmó el consumo de microplásticos por *L. fortunei*, y se vio que este es independiente a su tamaño, pero si se relaciona con el sitio del río en el que se colectó. Además, se encontró que aunque hay especies que consumen diferentes tallas de microplásticos, esto no se relaciona con su tamaño medio ni grupo trófico, sino con cualidades únicas a cada especie.

Esta tesis contiene el primer análisis de polímeros de microplásticos para muestras de sistemas Uruguayos de agua dulce, donde se reconocieron cinco compuestos, y adicionalmente se confirmó la ingesta de microplásticos por varias especies de peces que aún no habían sido documentadas en su área de distribución. Esta evaluación es el primer paso para identificar potenciales especies que pudieran ser consideradas como indicadores de contaminación plástica en nuestros sistemas, pudiendo asistir en la generación de planes de monitoreo y gestión a gran escala.

Palabras clave: *Comunidad de peces en ríos; Diversidad polimérica ; Detección y monitoreo ; Poluentes.*





1. Introducción

Los plásticos son materiales sintéticos derivados del petróleo, formando polímeros sintéticos orgánicos y resinas, que junto con una variedad de aditivos resultan en materiales altamente versátiles y durables (Duis & Coors, 2016; Andrady, 2017). El plástico es la base de múltiples objetos cotidianos debido a su variedad de usos, bajo coste de producción, durabilidad y bajo peso (Khoaele et al., 2023). Hoy en día se manufacturan miles de productos de consumo que son parcial o totalmente hechos de plástico, pudiendo ser para un uso prolongado, pero también de un solo uso (Chen et al., 2021; Nuruddin, 2022). Los plásticos constituyen el bien de desecho más importante en la actualidad y su presencia ha sido observada en los ecosistemas acuáticos desde hace más de 50 años (Carpenter & Smith, 1972; García et al., 2020). Comúnmente debido a malas prácticas, los plásticos no entran en los sistemas de recolección y/o reciclado de residuos luego de su uso, e incluso cuando lo hacen la gestión de los mismos suele no ser buena, presentando grandes pérdidas hacia el ambiente y bajas tasas de recuperación de un material que podría ser reciclado (Nuruddin, 2022; Khoaele et al., 2023).

Hoy en día el plástico está presente virtualmente en todos los ecosistemas y a lo largo de los cinco continentes, desde pequeños arroyos, ríos, suelos de agroexplotación y hasta sistemas remotos como la Antártida (Zang et al., 2020; Gonzalez-Pleiter et al., 2021; Vidal et al., 2021). Se ha observado que estos desechos son transportados de diversas maneras hacia los cursos de agua y transportados hacia otros ríos, lagos o el mar (García et al., 2020; Van Emmerik et al., 2022). En el caso de las aguas continentales, los centros urbanos, diferentes industrias y actividades agrícolas son todas fuentes reconocidas que aportan a la contaminación con desechos plásticos (Dris et al., 2016; García, 2020). Una vez que los plásticos llegan a los cursos de agua, parte de estos quedan retenidos en diversos compartimentos y por diferentes períodos de tiempo, dependiendo de las características de los plásticos y del propio sistema (Van Emmerik et al., 2022). En cuerpos de agua su presencia ha sido registrada en aguas superficiales, en la columna de agua y en los sedimentos (Lusher et al 2013; Eerkes-Medrano et al., 2015; Wagner 2018; Acharya et al., 2021).

Aún así la contaminación por plásticos, particularmente en cuerpos de agua dulce, se encuentra poco estudiada (García et al., 2020; Meijer et al., 2021; Dayal et al., 2024). Se estima que anualmente ingresan al océano entre 0.8 y 2.7 millones de toneladas de residuos plásticos desde ríos a lo largo del mundo, y que entre 20 y 47 ríos (e.g. río Yangtze en Asia, río Danubio y Rhin en Europa, el Cross en África y el Amazonas en Sudamérica) serían los responsables del 68% de este aporte a los océanos (Lebreton et al., 2017; Meijer et al., 2021). En los ríos su llegada, permanencia y transporte está determinada por múltiples factores, como la escorrentía, los vientos, la velocidad de las corrientes y magnitud de los caudales, la profundidad, así como el régimen de precipitaciones (Van Emmerik et al., 2022). Adicionalmente, la presencia de lagos, lagunas y embalses, puede ser considerada zonas de captación y acumulación particularmente importante a lo largo del recorrido de un río (Strokal et al., 2022; Alfonso et al., 2024). La multiplicidad de factores que influyen en esta problemática, asociado a la poca información generada y la falta de consenso sobre técnicas de muestreo y laboratorio, hacen que al día de hoy persistan grandes vacíos de conocimiento (MacLeod et al., 2021; Menekes & Nowack, 2023; Alfonso et al., 2024).





Para su investigación, los plásticos se definen y dividen en cuatro categorías generales de acuerdo a su tamaño: los macroplásticos, definidos como aquellos mayores a 250 mm; los mesoplásticos, que se encuentran entre 250mm y 5 mm; los microplásticos (MPs) que son aquellos menores a 5 mm; y los nanoplásticos menores a 1 nm (Fig 1) (Wagner et al, 2016; Viršek et al., 2016; Wagner 2018; Acharya et al., 2021). A su vez, los MPs también pueden ser clasificados según su origen en primarios o secundarios: los primeros son manufacturados en tamaños menores a los 5 mm (muchos de ellos como parte de productos cosméticos o de limpieza) y los segundos son producto de la fragmentación de los macroplásticos, pudiendo esta ser física o química (por acción de la luz, corrientes, temperaturas u organismos) (Chang, 2015; Wagner, 2018; Viršek et al., 2016). De acuerdo a la forma existen también múltiples categorizaciones, siendo las fibras (cuando la partícula es muy alargada y carece de ancho o espesor de importancia) y los fragmentos (partículas redondeadas o angulares, con bordes irregulares) las formas más frecuentes (Acharya et al., 2021; Hidalgo-Ruz et al., 2012), seguidas de los films, pellets, espumas y gránulos (Viršek et al., 2016). Adicionalmente, los MPs suelen ser caracterizados también por su forma, color y composición polimérica (Hidalgo-Ruz et al., 2012).

Las fibras o microfibras constituyen los MPs más abundantes, tanto en sistemas marinos como dulceacuícolas (entre el 70 y 93% de las partículas analizadas), presentando una gran diversidad de colores, orígenes y composición (Acharya et al., 2021), siendo el azul el color más frecuente y abundante (e.g. Lusher et al., 2013; Eerkes-Medrano et al., 2015; Pazos et al., 2017; Wagner, 2018; Gallitelli et al., 2020; Acharya et al., 2021; Vidal et al., 2021). En cuanto a los orígenes, varios autores apuntan a las fuentes domésticas, como el lavado de textiles, cómo una de las principales, aunque el aporte de actividades recreativas como la pesca también pueden generar aportes importantes de macroplásticos como cuerdas, redes y tanzas, que se fragmentan formando microfibras (Eerkes-Medrano et al; 2015; Wagner, 2018; Athey et al., 2020; Acharya et al., 2021; Wang et al., 2024).



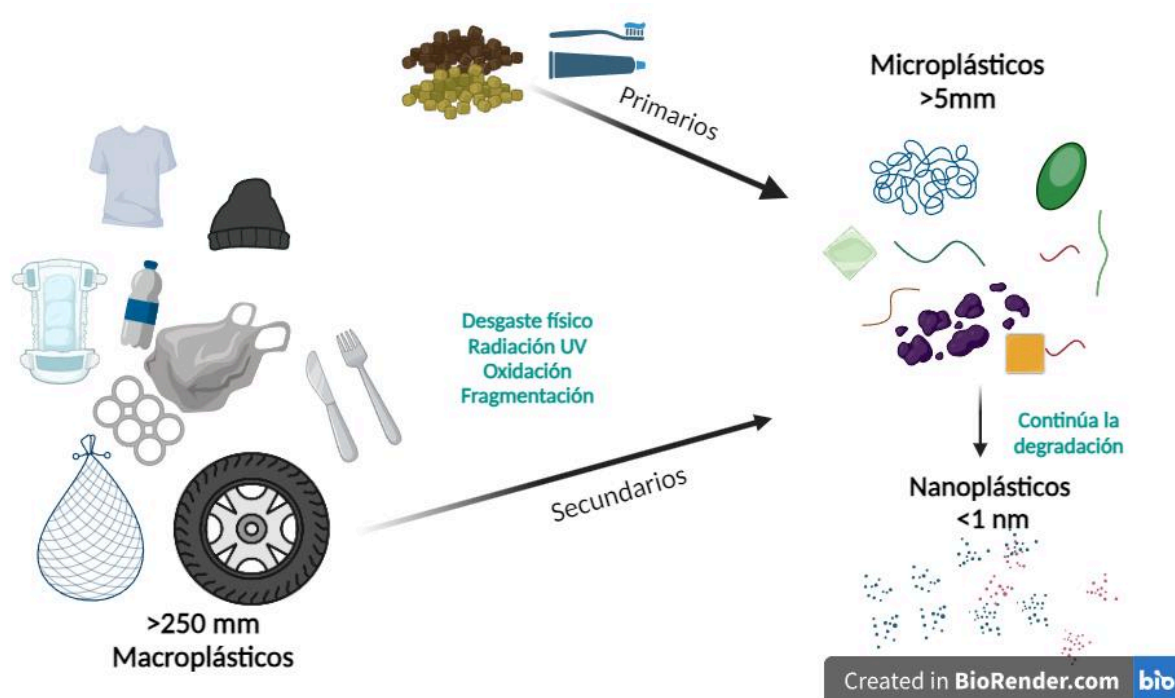


Figura 1. Origen y clasificación de residuos plásticos. Se muestran algunos ejemplos de macroplásticos (>250 mm) que potencialmente se encuentran en el ambiente. Los microplásticos (<5 mm) pueden ingresar al ambiente ya de su tamaño (microbeads de cosméticos y pellets) u originarse por fragmentación de macroplásticos (considerándose secundarios). Al continuar su degradación a dimensiones menores, se llega a la categoría de nanoplásticos (< 1 nm).

Considerando la composición polimérica, existen fibras de origen puramente petroquímico (como las poliamidas y el tereftalato de polietileno), textiles domésticos que se componen por mezclas de fibras naturales (algodón, lino y lana) y materiales sintéticos, o fibras celulósicas regeneradas (como el rayón o celofán). En el caso de estas últimas, se sugiere que aunque no son en su composición plásticos puros, deberían considerarse MPs debido a que contienen colorantes y aditivos compartiendo características físico-químicas con los plásticos puros (Dris et al., 2016; Liu et al., 2019; Acharya et al., 2021).

Dado que los MPs son ubicuos en los ecosistemas, su interacción con la biota es frecuente y con implicancias en múltiples procesos, tanto a nivel individual, como comunitario y ecosistémico (Foley et al., 2018; Covernton et al., 2021; Menezes et al., 2024). En biota, se ha documentado y estudiado la ingesta de MPs en una amplia variedad de organismos a causa de su ingesta, incluyendo múltiples especies de macroinvertebrados (Redondo-Hasselerharm et al., 2018; Windsor et al., 2019; Weber et al., 2021; D’Costa et al., 2022; Horie et al., 2024), bivalvos (Ward et al., 2019), peces (Jovanović., 2017; Pazos et al., 2017; Foley et al., 2018; McNeish et al., 2018; Santos et al., 2020; MacLeod et al., 2021) y aves (Lenzi et al., 2016; Carlin et al., 2020), entre otros. Esta ingesta, dependiendo en su intensidad y acumulación, puede generar diversos daños en los organismos que van desde daños genéticos y metabólicos (Menezes et al., 2024), disminución en el crecimiento y actividad (Galafassi et al., 2021), reproducción (Foley et al., 2018) y respiración (Horie et al., 2024), hasta obstrucciones intestinales (Jovanović, 2017) y alimentación deficiente (Galafassi et al., 2017; Horie et al., 2024).

El consumo de MPs ha sido documentado en comunidades de peces, tanto marinas como dulceacuícolas (Foley et al., 2018; Wootton et al., 2021). En aguas continentales, los





peces componen el taxa más estudiado con respecto al consumo de MPs, debido a que son un grupo muy diverso, en cuanto sus hábitos comportamentales y alimentarios, representando una gran variedad de grupos tróficos y tamaños corporales, siendo además relevantes desde el punto de vista económico como recurso a ser explotado (Collard et al., 2019). Una revisión realizada por Wotton et al. (2021), encontró que los peces de aguas continentales tienen una mayor frecuencia de ocurrencia en consumo de MPs, y tienden a presentar una mayor cantidad de MPs por individuo que aquellos de estuarios y océanos. Por otra parte, estos mismos autores observaron que los peces provenientes de ecosistemas de Sudamérica presentan una menor frecuencia de ocurrencia y MPs por individuo con respecto a aquellos estudiados en otras regiones (África, Asia, Europa, Medio Oriente, Oceanía, Norteamérica).

La ingesta de MPs se vincula con el nivel de exposición y/o la probabilidad de encuentro con estos poluentes, lo cuál va a depender de los hábitats e ítems alimentarios de las especies, asociado a sus hábitos alimentarios y grupos tróficos (Collard et al., 2019; Wotton et al., 2021). Debido a la distribución espacial diferencial de los MPs en diferentes ambientes de lagos, ríos y arroyos (tanto en la columna de agua como en los sedimentos) la exposición, y por consiguiente el consumo de estas partículas, no sería uniforme (MacLeod et al., 2021).

Los principales factores asociados a la ingesta y acumulación de MPs en peces y otros animales, se relacionan con la selectividad activa o no de los mismos (Kankılıç et al., 2023). Para algunos autores el consumo activo ocurriría en peces que consumen presas de tamaños similares a los MPs disponibles (de Vries et al., 2020), pasando estos a ser un ítem más dentro del pool de ítems buscados y consumidos (de Vries et al., 2020; Kankılıç et al., 2023); aunque otros autores hacen referencia a que partículas similares a sus presas podrían permitir que los peces eviten el consumo de MPs (Yin et al., 2022). También ha sido sugerido que la edad y experiencia de los organismos también son factores determinantes, pudiendo asistir a los organismos a desarrollar comportamientos de discriminación de MPs como no alimentos (Roch et al 2020). Al evaluar y comparar la presencia de MPs en branquias y aparato digestivo se han encontrado diferencias, con respecto a tamaño y color, por lo que se sugiere Para otros autores tendría una mayor importancia la transferencia trófica de MPs a través de sus presas (Hasegawa & Nakaoka, 2021; Justino et al., 2021), y/o la ingesta pasiva o incidental al consumir sus presas o asociada a la circulación de los peces por diferentes sectores de los sistemas acuáticos exponiendo a través de la respiración (Egbeocha et al., 2018). Estos diferentes planteos pueden no ser excluyentes ya que algunos aspectos como los grupos tróficos, usos del hábitat y tamaño de los peces podrían estar interactuando, por lo que aumenta la complejidad en la búsqueda de respuestas.

Los antecedentes muestran que se han encontrado MPs en los contenidos estomacales tanto en peces consumidores primarios (Detritívoros y Herbívoros), secundarios (Invertívoros y Omnívoros) y terciarios (Piscívoros, Carnívoros y Mesocarnívoros) (Wooton et al., 2021; Bhatt & Chauhan 2023). Si bien se ha hipotetizado la posible transferencia trófica de MPs hacia niveles tróficos más altos, esta se ha documentado a nivel de laboratorio pero no es concluyente que los peces piscívoros tengan mayores cantidades de MPs (Collard et al., 2019; García et al., 2020; Coverton et al., 2021; Dantas et al., 2024).

Una evaluación realizada por Dantas et al. (2024) encontró una ingesta no selectiva de MPs en los diferentes grupos tróficos provenientes de una ingesta incidental; además, encontraron una mayor cantidad de MPs en aquellos peces que se alimentan de una





variedad de fuentes asociadas al fondo de los cuerpos de agua y no a la columna. Provencher et al. (2018) plantea en su revisión que es probable que haya transferencia trófica y acumulación de MPs en organismos de tamaños pequeños, pero que esta acumulación no se daría tan comúnmente en niveles más altos y de mayor tamaño (piscívoros y carnívoros). Los autores proponen “la transferencia y retención de plástico es más probable que ocurra en muchas especies pequeñas, pero puede estar limitada en los depredadores topos de algunas redes tróficas, basado en el tamaño de los depredadores y el tamaño de los plásticos dominantes en el ambiente” (Provencher et al., 2018). Esto se debe a que partículas de menor tamaño podrían ser expulsadas con más facilidad de los sistemas digestivos cuando la diferencia de tamaño es mayor, ocasionando entonces que individuos de mayores tallas acumulen menores cantidades de plásticos pequeños (Provencher et al., 2018).

En ensayos de laboratorio se ha visto que individuos de pez cebrá (*Danio rerio*) y de mojarra (*Psalidodon eigenmanniorum*) son capaces de tener una ingesta selectiva de MPs (por color en el caso de las mojarra) (Ríos, 2022; Ríos et al., 2022) e incluso diferenciarlos de su alimento (Kim et al., 2019). Aún así, la evidencia no es clara con respecto a qué cualidades de los MPs permiten esa diferenciación por los individuos en los ensayos (Kim et al., 2019; Ríos et al., 2022 A; Ríos et al., 2022 B). La relación entre tamaño corporal, forma corporal, posición de la boca, variaciones en el sistema digestivo, estado de repleción intestinal se vinculen con la ingesta de MPs, su variedad y colores, apenas está comenzando a ser explorada en peces, tanto en campo como en el laboratorio (Kim et al., 2019; de Vries et al., 2020; Wootton et al., 2021). Aún así, es esperable que al menos algunos de estos factores fisiológicos resulten relevantes con respecto a la ingesta y acumulación de MPs.

Por otro lado, existe evidencia de consumo de MPs por organismos con formas de alimentación pasiva como pueden ser los bivalvos, aunque se encuentran comparativamente menos estudiados (Wagner et al., 2014; Eerkes-Medrano et al., 2015; Staichak et al., 2021). Diferentes especies de bivalvos presentan alimentación no solo desde la columna de agua si no que también incluyen alimentación pedal desde el sedimento, lo que los expone a dos matrices potencialmente con diferentes cargas de MPs (Ward et al., 2019; D'Avignon et al., 2023). Organismos bentónicos marinos, han mostrado ingerir mayor cantidad de MPs debido a la acumulación en sedimentos (Eerkes-Medrano et al., 2015), y experimentos con especies comerciales o de importancia económica de mejillones (*Mytilus edulis* y *Dreissena polymorpha*) y almejas (*Crassostrea gigas*) han identificado filtración activa y presencia en el sistema digestivo, encontrándose partículas de diversas formas, tamaños y polímeros provenientes de la columna de agua (von Moos et al., 2012; Van Cauwenberghe & Janssen, 2014; Eerkes-Medrano et al., 2015; Weber et al., 2021).

Particularmente, el mejillón dorado *Limnoperna fortunei* es una especie invasora originaria de Asia que se encuentra ampliamente extendida por el mundo, incluido el Río de la Plata, Río Uruguay y Río Negro en Uruguay (Pastorino et al., 1993; Cataldo et al., 2012; Castro et al., 2024). Este bivalvo tiene como única estrategia de alimentación la filtración desde la columna de agua y, aunque diversos factores pueden afectar su alimentación, en base a experimentos no se ha visto una particular selectividad asociada a las características de los ítems, más allá del tamaño (Cataldo et al., 2012; Frau et al., 2016; Zhang et al., 2024; Castro et al., 2024). El potencial de algunas especies de bivalvos ha sido evaluado para considerarlos como centinelas de contaminación MPs, ya que se ha visto que son capaces de filtrar variedad de formas y tamaños de partículas, tanto en condiciones de laboratorio





como en la naturaleza (Ward et al., 2019; Staichak et al., 2021). Especialmente en Uruguay, debido a la gran cantidad de sistemas que hoy en día se encuentran habitados por grandes densidades de individuos de *L. fortunei*, su rápido desarrollo y fácil captura, esta especie es de especial interés como potencial especie centinela y de control de contaminación con MPs.

En este sentido, el potencial uso para monitorear MPs tanto de bivalvos como de peces, los primeros como filtradores pasivos sésiles y los segundos por su diversidad en estrategias de selección, son actualmente de gran interés a nivel global (Collard et al., 2019; Weber et al., 2021; Dayal et al., 2024). En este contexto, aún es necesario evaluar tanto el rol del tamaño corporal y los hábitos alimentarios en peces, y el tamaño y filtración en mejillones para determinar su exposición a esta contaminación, así como su potencial uso como indicadores de esta contaminación (Staichak et al., 2021; Dayal et al., 2024).

Los antecedentes en Uruguay con respecto a la investigación en MPs surgen a partir de 2016. Sin embargo, en su mayoría se encuentran focalizadas en la presencia de estos poluentes en las costas oceánicas (Lozoya et al., 2016; Limongi et al., 2019; Rodríguez et al., 2020; Vermeiren et al., 2021; Huang et al., 2022) y del estuario del Río de la Plata (aves -Lenzi et al., 2016- y peces -Pazos et al., 2017-), existiendo únicamente un trabajo publicado relativo a la presencia de MPs en peces de aguas continentales (Vidal et al., 2021). En cuanto a bivalvos, existen dos tesis de grado que evalúan la presencia de MPs en bivalvos de las costas oceánicas uruguayas (Rodríguez Perera 2019 -en *Mytilus edulis*-; Azambuja & Eguez 2020 - en *Amarilladesma mactroides*-) y una publicación en la costa argentina del Río de la Plata (Pazos et al., 2020). Cabe resaltar que ninguno de los trabajos mencionados incluye análisis de polímeros, por lo que no es clara la proporción real de MPs con respecto a otras posibles fibras, como las de celulosa sintética.

Estos antecedentes a nivel nacional, muestran que el estudio de los MPs en biota dulceacuícola es muy incipiente y reducido a unos pocos arroyos y unas pocas especies de peces reflejando la poca información comparativamente que existe a nivel mundial para los sistemas de agua dulce. En este sentido, resulta necesario y de gran interés evaluar sistemas de agua mayores en Uruguay y progresar en el entendimiento de las causas o relaciones entre las comunidades de peces y bivalvos con el consumo de MPs, particularmente incorporando al análisis las posibles relaciones asociadas a los hábitos alimentarios de estos grupos taxonómicos.

2.a. Hipótesis y objetivos

Hipótesis

H1. Los peces de mayor tamaño presentan una mayor cantidad de microplásticos en su tracto digestivo; los piscívoros debido a la transferencia por consumo de peces más pequeños, y los detritívoros debido a la ingesta incidental de MPs por consumo desde los sedimentos.

H2. Los peces de menor tamaño presentan una composición de MPs diferente a la de los peces de mayor tamaño, ya que tienen la capacidad de seleccionar los microplásticos que consumen, a diferencia de los peces grandes. Los diferentes grupos tróficos presentan





diferentes cantidades de MPs debido a diferencias en su selectividad y ambientes que exploran.

H3. Los bivalvos de diferentes tallas no presentan diferencias en la composición de los MPs retenidos, debido a que no realizan una selección de los mismos durante su alimentación.

H4: Los bivalvos y los peces de menores tallas presentan diferencias en el color y tamaño de los MPs retenidos, debido a que los bivalvos no seleccionan estas características mientras que los peces de menores tallas sí lo hacen.

Objetivo general:

Evaluar el consumo de microplásticos (MPs) en la comunidad de peces de una sección del Río Negro, analizando su relación con los grupos tróficos y el tamaño corporal de las especies. Asimismo, comparar las características de los MPs ingeridos por los peces y el bivalvo filtrador sedentario *Limnoperna fortunei* en la misma área de estudio.

Objetivos específicos:

1: Caracterizar la comunidad de peces en base a la riqueza de especies, tamaño medio (largo y peso), distribución de tallas y grupos tróficos.

2: Evaluar el consumo de MPs en peces y su relación con el tamaño corporal, su grupo trófico y especie.

3: Evaluar el consumo de MPs por *Limnoperna fortunei* y su relación con el tamaño de los individuos.

4: Comparar las características de los MPs consumidos por *L. fortunei* y peces de diferentes grupos tróficos y tamaños corporales.

5: Caracterizar la diversidad y composición polimérica de los MPs encontrados en la comunidad de peces y *L. fortunei*.





2. Metodología

2.a. Área de estudio y toma de muestras

El Río Negro es uno de los ríos de mayor importancia para Uruguay, atravesando el territorio desde Brasil hasta el río Uruguay, y una cuenca de drenaje que ocupa un tercio de la superficie del país (Solari, 1978). En su recorrido se construyeron tres embalses que interrumpen su cauce natural y a sus orillas se ubican importantes ciudades y capitales departamentales (MVOT, 2018; Teixeira de Mello et al 2024). Particularmente la ciudad de Paso de los Toros (13232 habitantes, CENSO 2011) y pueblo Centenario (1136 personas, CENSO 2011), se encuentran en el área próxima a nuestro trabajo.

Este trabajo se desarrolló en cuatro puntos ubicados en las zonas litorales del Río Negro, en el área ubicada entre entre la represa de Rincón del Bonete y Baygorria, durante el mes de octubre de 2021; estos puntos de muestreo fueron elegidos por ser los mismos utilizados por la Dirección Nacional de Calidad y Evaluación Ambiental y Ministerio de Ambiente en su plan de monitoreo del río Negro (GUB 2022). La distancia abarcada entre los cuatro puntos de estudio están ubicados en las zonas litorales del canal principal del río, y comprende una distancia de 30 km (Fig 2). El Punto 1 (P1, 32°49'36.89"S, 56°26'23.33"O) se encuentra aguas abajo de la represa de Rincón del Bonete (a 11 km) y 16 km aguas arriba de la urbanización (de Paso de los Toros y Centenario (PTC). El Punto 2 (P2, 32°50' 21.54" S, 56°34' 26.46"O) se localiza a 3 km aguas abajo de PTC, y frente a la zona de instalación de la planta de celulosa de UPM. El Punto 3 (P3, 32°48'30.87"S, 56°34'19.63"O), localizado 5 Km aguas abajo de P2, se encuentra 1 km aguas abajo del vertedero municipal a cielo abierto de la ciudad de Paso de los Toros. Finalmente el punto 4 (P4, 32°49'41.27"S,

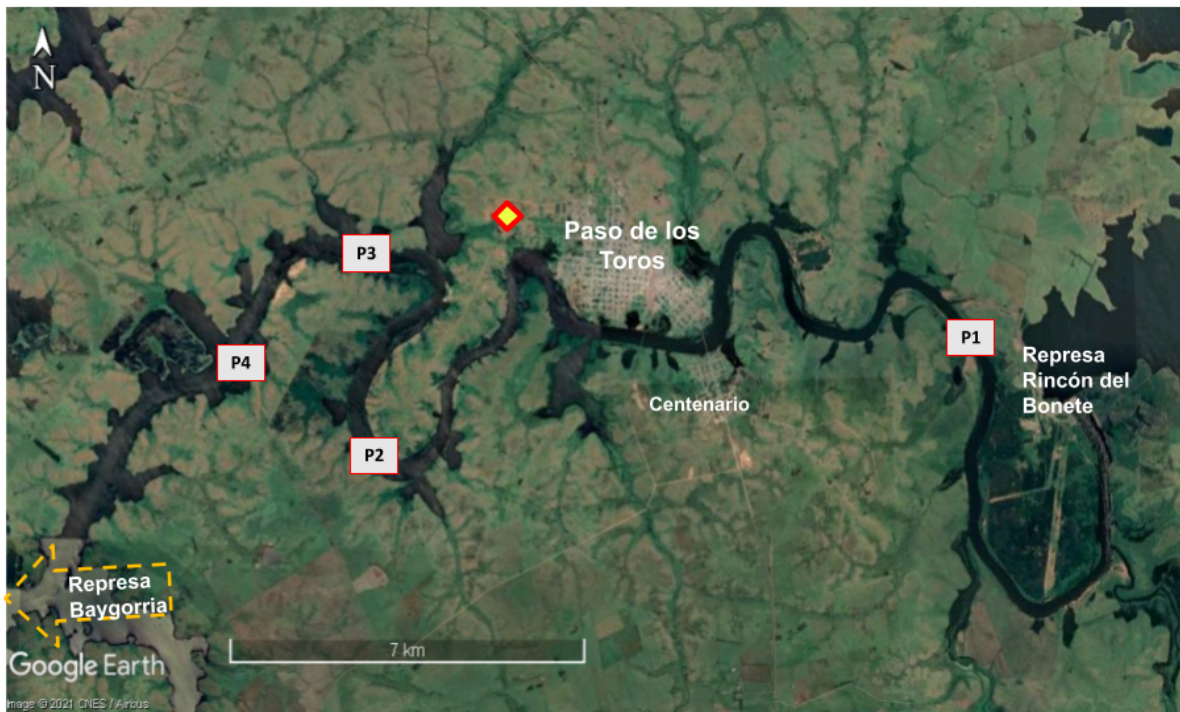


Figura 2. Puntos de muestreo a lo largo del Río Negro (P1, P2, P3 y P4). Adicionalmente se señalan la Ciudad de Paso de los Toros, Centenario, y las represas de Rincón del Bonete y Baygorria, así como el basurero de la ciudad de Paso de los Toros (estrella roja).





56°36'12.81"O), localizado a 5 Km aguas abajo del P3, es considerado como una zona lejana, en la cual no se observan grandes estructuras ni establecimientos humanos cercanos más allá de algunas casas.

Para este estudio se trabajó con un muestreo durante el mes de octubre 2021, a partir del cuál se analizó la comunidad de peces y el consumo de MPs. Para el muestreo de peces se colocaron 8 redes nórdicas multimalla en cada punto (cada una de 30 metros de longitud y 1,5 metros de ancho, con 12 tamaños de malla por red cambiando cada 2.5 m: - 5,0; 6,25; 8,0; 10,0; 12,5; 15,5; 19,5; 24,0; 29,0; 35,0; 43,0 y 55,0 mm, respectivamente). Las redes se colocaron de a dos en zonas litorales de los cuatro puntos analizados (total 240 m de redes), calando al atardecer y recogiendo al amanecer, completando un esfuerzo de muestreo de 12 horas. Una vez concluido este muestreo, los sitios se vuelven a muestrear días después, generando réplicas temporales completando un muestreo con un esfuerzo total de 480 m de redes en cada sitio.

Los peces fueron extraídos de las redes, contados y clasificados al menor nivel taxonómico posible (en todos los casos especie) utilizando claves taxonómicas para la identificación de peces de Uruguay (Loureiro et al., 2023; Serra et al., 2014), para posteriormente ser medidos (largo estándar, 0.1 cm) y pesados (peso total, 0.01 g), antes de proceder a su guardado en formaldehído al 4% para continuar con el trabajo en el laboratorio del Centro Universitario Regional Este - Maldonado (CURE-Maldonado). En los casos en que fue necesario, y dependiendo de la especie, los peces fueron sacrificados utilizando una sobredosis de eugenol (5 ml.L⁻¹, de una dilución de 1:10 de eugenol:etanol 95°) o por dislocación cervical (Formulario 1185, Monitoreo de peces de Río Uruguay y Río Negro, CHEA - CEUA del CURE). Los peces no utilizados en los análisis de contenido estomacal y de MPs fueron enviados para su ingreso en la colección de peces del CURE - Maldonado. Este trabajo se enmarca en el monitoreo de peces realizado desde el CURE a solicitud de UPM para el monitoreo de la planta de celulosa instalada en el Río Negro, por lo que se incluyen los sitios de muestreo preestablecidos y no se realizan muestreos extras de peces.

Adicionalmente se realizó una colecta manual de individuos de mejillón dorado (*Limnoperna fortunei*) a profundidades entre 1 y 2 m, verificando que las valvas estuvieran enteras y con individuos vivos en su interior. Estos fueron congelados en bolsas ziplock para su posterior análisis en el laboratorio. Esto fue posible en todos los puntos de muestreo antes mencionados, lamentablemente las muestras de P3 se descongelaron en el proceso intermedio y no pudieron ser analizadas.

En ambos muestreos, y para cada sitio, se midió la conductividad, pH, temperatura, oxígeno disuelto y sólidos totales disueltos en agua utilizando una sonda multiparamétrica (YSI-6000 MS-V2), siempre posteriormente a la recolección de las redes y los mejillones (aproximadamente a las 8:00 AM) (Tabla 1).

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos medidos para cada sitio (P1, P2, P3, P4) a lo largo del Río Negro en Octubre 21: Temperatura (°C), pH, Oxígeno disuelto (OD), Conductividad (K, $\mu\text{S}/\text{cm}$) y Turbidez (NTU).

Sitio	Temperatura (°C)	pH	OD (mg/L)	K ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Turbidez (NTU)
Octubre 2021					
P1	16.43 ± 0.23	6.93 ± 0.13	10.07 ± 0.87	78.0 ± 0.00	20.28 ± 0.53
P2	16.56 ± 0.03	7.23 ± 0.64	10.03 ± 0.11	79.0 ± 0.00	20.55 ± 0.30
P3	17.14 ± 0.06	7.03 ± 0.20	9.64 ± 0.20	79.5 ± 0.70	20.38 ± 0.25
P4	16.74 ± 0.20	7.01 ± 0.01	9.97 ± 0.63	78.5 ± 2.10	20.64 ± 0.06





2.b. Análisis de la Comunidad

i. Riqueza, abundancia, largo, biomasa

Para realizar la caracterización de la comunidad de peces en Octubre 2021 se calculó: la riqueza, abundancia y biomasa totales, y la abundancia y biomasa relativas (considerando la representación de cada sitio en el total del río). Para los cálculos se corrigió por esfuerzo de muestreo (captura por unidad de esfuerzo, CPUE 2 redes/12 hs) permitiendo estandarizar los datos. Se trata a cada par de redes como una réplica, calculando entonces valores promedio entre los 8 pares de redes totales (8 redes puestas de a pares dos veces, por 12 hs) muestreadas en cada punto y calculando su desvío estándar correspondiente en cada caso.

Adicionalmente se calculó la talla media de los individuos por sitio, en este caso considerando cada individuo como una réplica y no las redes; esto se realizó, con respecto al largo estándar (cm) y al peso total (gramos) y se los representó utilizando diagramas de violín, que incluyen el tamaño medio para cada conjunto y los dos cuartiles (25 y 75). Se calculó además la abundancia total, abundancia relativa, biomasa total y biomasa relativa tanto a nivel de especie como a nivel de grupo trófico para cada uno de los cuatro sitios de muestreo, nuevamente utilizando cada individuo de cada especie como una réplica.

ii. Grupos y posición trófica

En el laboratorio, y siempre que fue posible, se separaron para cada sitio 5 individuos de cada especie. Para complementar y tener resultados más robustos en la determinación de grupos tróficos se utilizaron adicionalmente muestras correspondientes a un muestreo posterior en el mes de abril 2022. Al realizar el análisis del contenido estomacal, a cada uno de estos peces se les extrajo el sistema digestivo y se observó el estómago; en aquellas especies sin estómago diferenciado se trabajaron los primeros 10-15 cm del intestino (eg. *Hypostomus commersoni*, *Hypostomus roseopunctatus*, *Brochiloricaria chauliodon*, *Loricariichthys melanocheilus*, entre otras). Los ítems encontrados fueron identificados al mayor nivel taxonómico posible y medidos con respecto a su largo máximo y volumen total con la ayuda de gradillas milimetradas o utilizando probetas (Hyslop, 1980).

Para poder mejorar el análisis de los grupos tróficos, los ítems encontrados fueron luego clasificados por su origen en 9 categorías (i.e. invertebrados acuáticos, macrófitas, detrito, moluscos, algas, peces, artrópodos terrestres, vegetales terrestres y vertebrados terrestres). Se sumaron los datos de volumen para cada categoría, y con los mismos se calculó la abundancia relativa para cada categoría para todas las especies. En el caso de especies donde el tamaño muestral fue menor al mínimo (menos de 5 individuos) los datos fueron complementados con datos bibliográficos de peces del río Uruguay (i.e. López-Rodríguez et al., 2019; Pais, 2019) (detalle en TablaAnexo2). Utilizando las abundancias relativas de las categorías consumidas por cada especie, se realizó un análisis de cluster para identificar los grupos tróficos.

A partir de las agrupaciones generadas por el análisis de cluster, se hizo un reconocimiento de las categorías principalmente consumidas en cada grupo para definir qué nombre correspondía a cada agrupación trófica, con información bibliográfica. Se llamó Detritívoros a aquellos que consumían más de 90% de detrito; Omnívoros a aquellos que





comen hasta 50% de detrito, y al menos 10% de material vegetal y 10% de invertebrados (terrestres o acuáticos); Herbívoros a aquellos que consumieron más de 70% de material vegetal (terrestre o acuático); Mesocarnívoros a aquellos que consumieron al menos 70% de invertebrados (terrestres o acuáticos) y al menos 10% de peces; Piscívoros a aquellos que consumieron al menos 90% peces (González-Bergonzoni et al., 2012; López-Rodríguez et al., 2019; Moi et al., 2023).

Además, con los datos del contenido estomacal se realizaron cálculos de posición trófica (PT) para los peces. Para ello, se calcularon las abundancias relativas (AbRel Presa) de cada ítem alimentario y junto con las PT de cada presa (PT Presa) obtenida de trabajos previos realizados en el río Uruguay (i.e. López-Rodríguez et al., 2019; Pais, 2019; González-Bergonzoni et al., 2012) y datos generados en otros proyectos del laboratorio sobre las PT de cada presa (PT Presa), se calcularon las PT según Cohen y colaboradores (2003):

$$PT = \sum (AbRel\ Presa \times PT\ Presa) + 1$$

iii. Análisis estadístico.

Para el análisis de la comunidad de peces se comparó tallas (largo y peso), biomasa y riqueza entre sitios a través del análisis de varianza (ANOVA, seguido de análisis post-hoc de Tukey). La normalidad se analizó utilizando tests de Kolmogorov-Smirnov y la homogeneidad de varianza con test de Levene.

Se identificaron grupos tróficos realizando una agrupación jerárquica a partir de las abundancias relativas correspondientes a cada categoría de ítems, para ello se trabajó con distancia euclidiana (Wang et al., 2005) y algoritmo de Ward (Peña, 2002). Utilizando esta agrupación y con la matriz inicial, se realizó un análisis de varianza multivariado permutacional (PERMANOVA) para evaluar la significancia de la agrupación. Esto fue realizado usando software R, y los paquetes *cluster*, *pvclust* y *factoextra*.

2.c. Microplásticos e interacción con peces y mejillones

i. Detección y caracterización

Para el análisis de MPs tanto en la comunidad de peces como en el caso del mejillón dorado se trabajó con las muestras obtenidas en el mes de octubre de 2021. Debido a la complejidad que presenta trabajar con análisis de MPs, especialmente microfibras, se llevaron adelante exhaustivas preparaciones y controles a lo largo del procesamiento de laboratorio. Previo al inicio del trabajo de laboratorio se prepararon todas las superficies de trabajo y materiales. Las mesadas fueron limpiadas utilizando alcohol y luego agua milli-Q, y todo el material de vidrio fue enjuagado tres veces con agua milli-Q y luego cubierto con papel aluminio. A partir de experiencias previas en el laboratorio, y siguiendo las recomendaciones de la bibliografía (Dehaut et al., 2016; Vidal et al., 2021), se trabajó con equipos de aire acondicionado apagados para evitar el movimiento y posterior contaminación de las muestras por partículas presentes en el aire.

Para cada punto de muestreo, se separaron 5 individuos de cada especie de pez y 25 individuos del mejillón dorado. En el caso de los peces, cada individuo se diseccionó





separando la totalidad de su sistema digestivo (del esofago al ano) y se lo colocó en un frasco de vidrio para realizar una digestión alcalina (basado en Vidal et al., 2021 y Dehaut et al., 2016) adicionando entre 50-100 ml de solución de KOH al 10% para los más pequeños y un volumen en relación 1:5 de solución de KOH al 10% para los de mayor tamaño. En aquellos peces con sistemas digestivos de volúmenes mayores a 400 ml, se analizó la mitad del mismo y se extrapola la cantidad de MPs encontrado a la totalidad. Posteriormente se los llevó tapados con papel de aluminio a una estufa a 45°C por entre 24 y 72 horas. Este protocolo (tiempo y temperatura) fue modificado a partir de Pfeiffer & Fischer (2020) para preservar mejor la integridad de los MPs. Debido a la gran cantidad de grasa asociada a los sistemas digestivos de algunas especies, la digestión con KOH desarrollaba un tapón sólido en la parte superior de la solución debido al proceso de saponificación (hidrólisis de un éster en un medio básico). Para poder trabajar mejor en estas condiciones, se adicionaron inicialmente 200 ml de Metanol (previamente filtrado por malla 100 micras) a cada frasco y se los llevó por una hora adicional a la estufa a 45°C (Dawson et al., 2020). En algunos casos este procedimiento se repitió hasta tres veces, logrando la disolución total de la fracción sólida. Por otra parte, con cada set de estómagos digeridos se agregaron dos controles, uno correspondiendo a un frasco previamente enjuagado con agua milli-Q y conteniendo 50 ml de la solución de KOH a modo de blanco (o 500 ml en caso de los estómagos más grandes) y un segundo frasco con solución de KOH a la cual se le agregó también metanol en la misma proporción que a las muestras. Estos controles de procedimiento fueron también colocados en la estufa tapados junto con las muestras. En caso de que se encontraron MPs en dichos controles, si existían coincidencias de color y tamaño, se restaron a cada muestra observada en la misma cantidad.

Posteriormente el contenido de cada frasco fue filtrado por un copo con malla 100 micras, pasando el material retenido a una placa de petri de vidrio, utilizando una piseta con agua milli-Q. La placa cerrada se llevó a una lupa Zeiss Stemi 305 con luz polarizada, para proceder a su observación y poder identificar los MPs. Una vez identificados, los mismos fueron fotografiados, medidos y clasificados (de acuerdo a Viršek 2016 y Wagner et al. 2014) antes de proceder a abrir la placa para retirarlos. Para cada especie se preparó una placa de petri acrílica de 60 mm con un filtro GF/C de 47 mm pegado con adhesivo instantáneo 2-Etilcianoacrilato y delimitada en cuatro cuadrantes (uno para cada sitio de muestreo), a donde se trasladaron los MPs encontrados para su posterior análisis polimérico (Fig 3).

En el caso de los mejillones, se seleccionaron 25 individuos de las muestras obtenidas en cada punto, intentando captar toda la variedad de tallas disponibles. Para ellos se prepararon frascos de menor tamaño, también enjuagados con agua milli-Q y tapados con papel aluminio. En cada uno se colocó un único mejillón (de largo y peso previamente medidos) al cual se le quitaron las valvas y se adicionaron 10 ml de solución de KOH al 10%, para ser llevados a una estufa a 45°C por 24-72 horas (Fig 3). Luego de transcurrido el tiempo se sacaron las muestras de la estufa, se las dejó llegar a temperatura ambiente, y fueron filtradas por un filtro GF/C de 47 mm previamente muflado para eliminar cualquier posible MPs. Los filtros se guardaron en placas de petri acrílicas de 60 mm, previamente delimitadas en cuatro cuadrantes para facilitar su observación. Las placas cerradas y envueltas en papel aluminio fueron secadas en estufa a 25°C por 24 horas para facilitar su observación en una lupa Zeiss Stemi 305 a placa cerrada. Cada uno de los MPs identificados fueron clasificados según su forma, color y tamaño, además de ser fotografiados.





Todas las partículas aquí separadas son potenciales MPs y serán referidos como tales a lo largo del texto, pero es necesario realizar análisis de composición polimérica para confirmarlo y hablar estrictamente de plástico o de otras partículas de origen antropogénico.

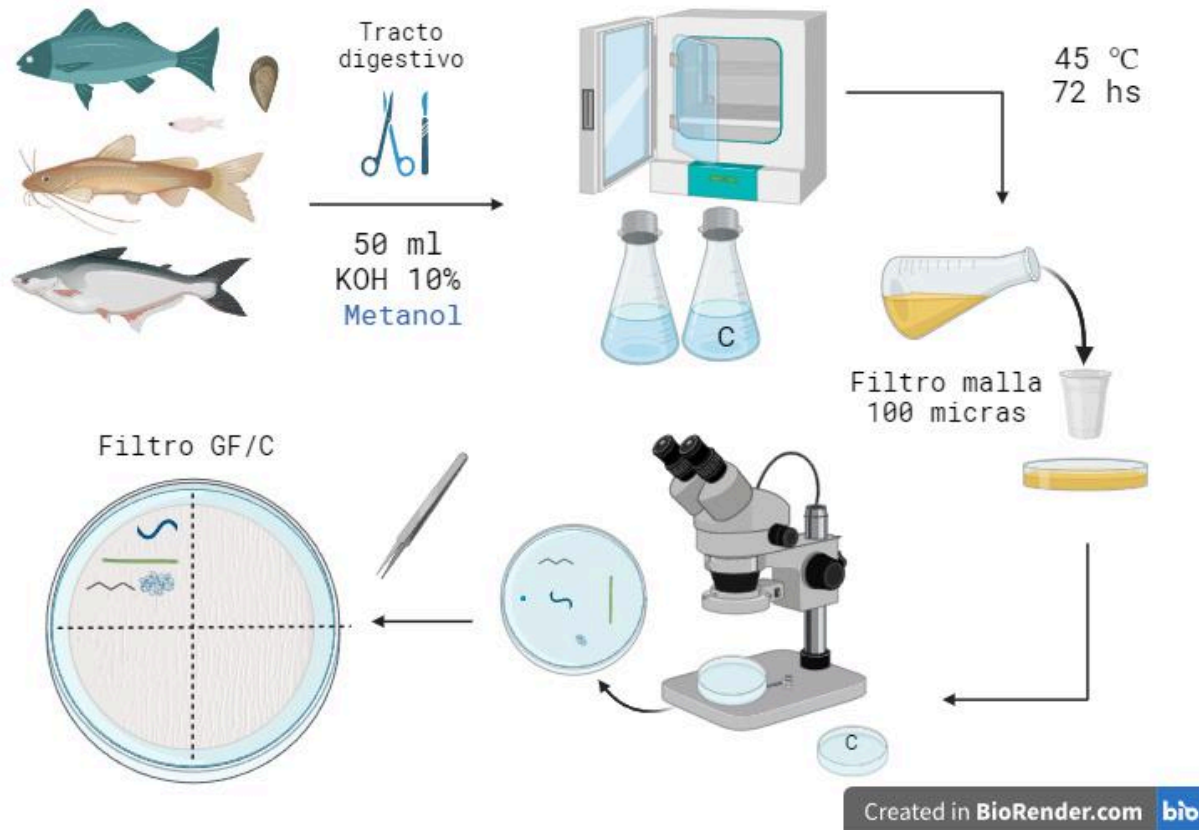


Figura 3. Esquema de procedimiento en la separación de microplásticos: Disección de peces para separación de tracto digestivo y separación de pulpa de mejillones, digestión en estufa (45°C por 72hs) de los mismos en frascos con solución de Hidróxido de potasio al 10%, posterior filtrado (malla 100 micras) y observación bajo lupa para la identificación, medición y separación de microplásticos (placa con filtro GF/C). Se detallan los controles de procedimiento(C).

ii. Corrección filogenética

Para tener en cuenta el posible efecto de la inercia filogenética en las diferentes métricas analizadas en el trabajo con respecto al consumo de MPs, se implementó el método de contrastes independientes propuesto por Felsenstein (1985). El árbol filogenético fue construido a partir de las hipótesis propuestas por Lundberg et al (2011), Roxo et al (2019), Mirande (2020) y Terán et al (2020). Este análisis permite identificar si existen efectos derivados de la evolución de los grupos, para lograr obtener conclusiones más robustas con respecto a la relación entre la comunidad de peces y su consumo de MPs .

Se calcularon los contrastes filogenéticos independientes (PICs) para las variables: presencia de MPs, peso promedio y posición trófica. Para el cálculo de los PICs se utilizó el paquete *phytools* en el software R (R Core Team, 2024). Finalmente para analizar la asociación entre las variables se realizó un test de tau de Kendall. El mismo toma valores





que varían entre 1 y -1, cuánto más próximo a estos sea el resultado se considera que la correlación es más estrecha, y cuánto más cercano a cero se considera que la correlación es muy débil o ausente. A partir de estos análisis es posible transformar y comparar de forma independiente las variables, identificando si existen tendencias evolutivas en la comunidad de peces, con respecto a las variables posición trófica, consumo de MPs y MPs por gramo de peso corporal.

iii. Análisis estadístico

Para el análisis de MPs en la comunidad de peces, se trabajó a diferentes niveles. En primera instancia se realizaron cálculos de porcentaje de peces con y sin MPs por sitio, abundancia promedio de MPs por individuo y por gramo de pez también por sitio, en base a la cantidad de MPs encontrados en cada estómago y al peso corporal total, respectivamente. Estos datos se compararon de acuerdo a los grupos tróficos definidos previamente y también entre puntos de muestreo. Para ello se testeó normalidad utilizando el test de Kolmogorov-Smirnov, y posteriormente se utilizaron los tests de Kruskal-Wallis y de Dunn's post hoc.

En segunda instancia, con los datos de MPs/g y peso de cada individuo se realizó una regresión lineal (Log-Log) para evaluar si existe una relación (positiva o negativa) entre ambas variables. Para ello se utilizaron los paquetes *lme4*, *vegan*, *ggplot2* y *ggeffects* en software R, tanto para los análisis como para la salida gráfica. A partir de los resultados de consumo de MPs por individuo (MPs/ind), se analizaron las relaciones con posibles variables predictivas utilizando modelos lineales generalizados (GLM). Estos modelos incluyeron los MPs/ind como variable dependiente y las variables numéricas peso y posición trófica, y las categóricas sitio, grupo trófico, y especie como variables predictivas o independientes. Para ello, se inició con un modelo de mayor complejidad, que se simplificó eliminando interacciones y/o variables de acuerdo a los valores de significancia obtenidos con un análisis de ANOVA. Los modelos se compararon utilizando criterios de información de Akaike (AIC) y Akaike Weights (Wagenmakers & Farrell, 2004) para identificar el de mejor ajuste. Se verificó que las variables cumplieran los criterios de normalidad y homogeneidad de varianza mediante una inspección visual de los residuales de cada modelo, procurando que los mismos están distribuidos de forma homogénea a lo largo de su ajuste, (Harting, 2020).

Para los mejillones se realizó una caracterización del largo total de las valvas entre sitios, se testeó la normalidad usando el test de Kolmogorov-Smirnov, y posteriormente se utilizaron los tests de Kruskal-Wallis y de Dunn's post hoc para identificar diferencias. Adicionalmente se calculó el rango intercuartil (RIQ), que sirve para medir la dispersión en nuestro set de datos, y toma la diferencia entre el primer cuartil (25%) y el tercer cuartil (75%). Se calculó la cantidad de MPs promedio por individuo para cada sitio, y se realizó el mismo procedimiento para testear normalidad e identificar diferencias significativas entre sitios.

Adicionalmente, y en base a los resultados de consumo de MPs por individuo (MPs/ind), también se evaluó la relación entre la ingesta con variables ambientales y físicas. Para ello se realizaron modelos lineales generalizados (GLM). Allí se incluyeron el consumo por individuo (MPs/ind) como variable dependiente y como variables explicativas los sitios (categórica), el largo y el peso (numéricas). El modelo inicial fue de máxima complejidad y se simplificó descartando variables o interacciones de acuerdo a los valores de significancia





obtenidos con un análisis ANOVA. Los modelos se compararon utilizando criterios de información de Akaike (AIC) para obtener aquel con mejor ajuste. Se verificó que las variables cumplieran los criterios de normalidad y homogeneidad de varianza mediante una inspección visual de los residuales de cada modelo (Harting, 2020).

Para identificar si las diferentes especies de peces consumen MPs de diferentes tamaños, se realizó un tercer modelo GLM utilizando como variable dependiente el largo de los MPs (tamaño máximo) y a la identidad de las especies como variable independiente (categórica), además del término -1 para obtener un ajuste específico para cada especie. Inicialmente se habían incluido las variables de largo y peso de los individuos, pero estas se descartaron de acuerdo a su significancia ante un análisis ANOVA para obtener el modelo con mejor valor de AIC. Finalmente se realizó un test de Tukey para encontrar diferencias entre pares. Este mismo modelo y análisis también fue realizado por cada grupo trófico, considerando y contrastando exclusivamente las especies correspondientes a cada uno.

En última instancia, para identificar la posible selección o no de colores se realizó un análisis de componentes principales (ACP) con un subset de especies de peces y se incluyó a *L. fortunei*. Las especies elegidas se seleccionaron por ser las más abundantes en su grupo trófico, estar distribuidas en la mayor cantidad de puntos posibles y además se incluyeron en caso de los Omnívoros se incluyó una especie de tamaño pequeño y una de tamaño medio. El grupo Herbívoros se dejó fuera de este análisis por su baja representatividad. Se obtuvieron los porcentajes de varianza acumulada en los ejes o componentes y los coeficientes de correlación de los diferentes colores encontrados (Borcard et al., 2018). El ACP se realizó en R utilizando los paquetes "FactoMineR" (Lê et al., 2008) y "Factoextra" (Kassambara, 2016). Se extrajeron los valores o cargas de los dos primeros componentes y se realizaron test de ANOVA para analizar la variabilidad en la ingesta de colores por las especies, en los dos ejes principales del ACP.

iv. Caracterización polimérica

La caracterización polimérica de los potenciales MPs encontrados se realizó a partir de una submuestra de las partículas encontradas en los contenidos estomacales de 16 especies de peces (Tabla Anexo 1) y de las encontradas en los mejillones, analizándose un total de 256 fibras y 2 fragmentos. Las mismas fueron procesadas utilizando microespectroscopía infrarroja con transformada de Fourier (microFTIR), utilizando un microscopio Perkin-Elmer Spotlight 200 Spectrum 2 con detector de telururo de cadmio y mercurio (MCT). Para ello, las partículas analizadas se colocaron sobre un disco de bromuro de potasio (KBr) que se utilizó como portaobjetos, y se registraron los espectros en modo de microtransmisión utilizando los siguientes parámetros: spot 50 μm , 32 barridos y rango espectral 550-4000 cm^{-1} con 8 cm^{-1} de resolución. Los espectros obtenidos fueron analizados utilizando software OMNIC (Thermo Scientific; versión 9.13.1256) y varias bibliotecas de datos. Solo se consideraron como identificaciones positivas aquellos resultados que tuvieron una coincidencia de al menos el 65% con los espectros de las bibliotecas (Olivieri et al., 2022; Corami et al., 2020). Los mismos fueron agrupados en categorías de acuerdo a su composición y usando criterios bibliográficos (Villanova-Solano et al., 2022; Peets et al., 2019; Peets et al., 2017). Este análisis se realizó en la Universidad Autónoma de Madrid y la Universidad de Alcalá de Henares (España), en el marco de una colaboración generada a través del proyecto AntarPlast (CURE-Uruguay).





3. Resultados

3.a Comunidad de peces

i. Caracterización de la comunidad

Se colectaron 1075 individuos distribuidos en 36 especies, los cuales representaron una biomasa total de 138,9 kg. La especie más representada a nivel individual fue *Iheringichthys labrosus* (32%, 308 ind), mientras que *Rhinelepis strigosa* representó el 36,2% de la biomasa total (49,2 kg). El sitio P3 presentó la mayor abundancia, mientras que la mayor biomasa y riqueza fue registrada en P4 (Tabla 2), no encontrándose diferencias estadísticamente significativas entre los sitios en ninguno de los casos (ANOVA, $p > 0.05$).

Con respecto a la distribución de tallas (largo -cm- y peso -g-), sí se encontraron diferencias significativas (Fig. 4). En octubre el sitio P4 tuvo individuos significativamente más grandes, tanto en largo ($19,2 \text{ cm} \pm 11,0 \text{ cm}$) como peso medio ($319,4 \text{ g} \pm 583,7 \text{ g}$); mientras que P2 y P3 fueron los sitios con los individuos de menor talla ($12,9 \text{ cm} \pm 7,9 \text{ cm}$ y $12,9 \text{ cm} \pm 7,0 \text{ cm}$, respectivamente), y P3 también tuvo el menor peso promedio ($69,0 \text{ g} \pm 185,8 \text{ g}$).

Tabla 2. Parámetros comunitarios: Riqueza (R), Abundancia (Ab), Abundancia relativa (Ab rel), Biomasa (Bm, g) y Biomasa relativa (Bm rel) calculados para los cuatro puntos muestreados (P1, P2, P3 y P4) correspondientemente para octubre 2021. CPUE (2 red/12hs), a partir de 8 réplicas.

	R	Ab	Ab rel	Bm (g)	Bm rel
P1	17 ± 10	28,6 ± 1±9,8	0,21	3000,6 ± 2261,4	0,18
P2	20 ± 11	37,6 ± 21,0	0,28	3479,8 ± 1964,9	0,20
P3	24 ± 15	44,0 ± 32,4	0,33	2820,5 ± 1811,5	0,17
P4	28 ± 10	24,1 ± 11,7	0,18	8062,7 ± 9045,9	0,45

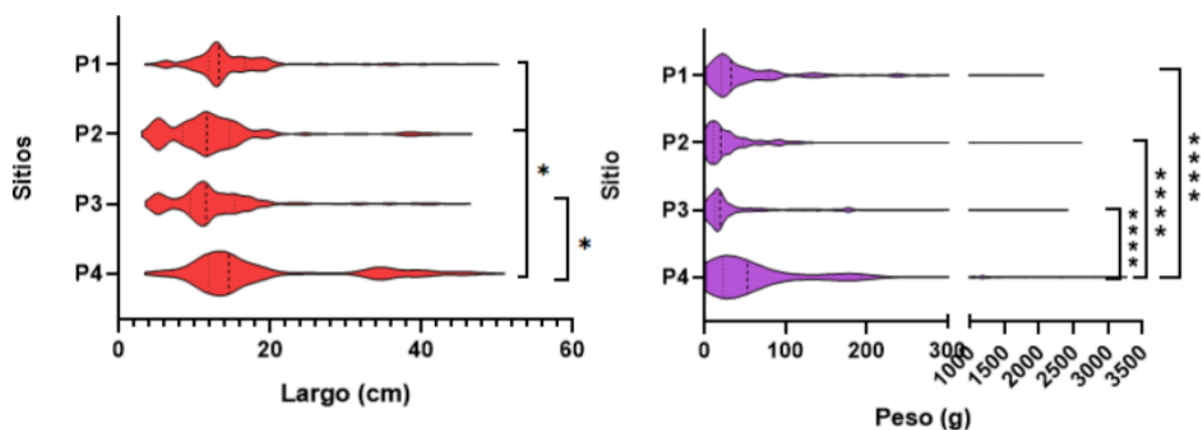


Figura 4. Distribución de tallas para el mes de octubre en los cuatro puntos de muestreo (* = $p < 0,05$, **** = $p < 0,0001$).





Al considerar las especies en el conjunto de los cuatro sitios, la más abundante fue *I. labrosus*, seguida de *Trachelyopterus teaguei* y *Oligosarcus oligolepis*. Las especies que aportaron más a la biomasa fueron *R. strigosa*, *Hypostomus commersoni* y *Cyphocharax voga* (Tabla 3). Por otro lado, las especies con menos número de individuos capturados fueron *Trachelyopterus lucenai* (1 ind. en P3), *Homodiaetus anisitsi* (1 ind. en P2) y *Gymnogeophagus tirapare* (1 ind. en P3), todas representando menos del 0,05% de la biomasa relativa.

Tabla 3. Especies colectadas en los cuatro sitios de muestreo (P1, P2, P3 y P4). Se incluye para cada sitio biomasa (Bm, gramos), biomasa relativa (BmR) de todas las especies, la abundancia (Ab, número de individuos), abundancia relativa (AbR). En la última columna se muestra la posición trófica calculada para cada especie (PT) y el grupo trófico asignado (GT) (D=Detritívoro, H=Herbívoro, M=Mesocarnívoro, O=Omnívoro, P=Piscívoro).

Especie	P1			P2			P3			P4			PT	GT				
	Bm (g)	BmR	Ab	AbR	Bm (g)	BmR	Ab	AbR	Bm (g)	BmR	Ab	AbR						
<i>Apareiodon affinis</i>	55.0	2	1	44	29.8	11	1	33	95.0	42	3	85	-	2.00	H			
<i>Brochiloricaria chauliodon</i>	-	-	-	-	451.5	162	2	67	-	-	-	-	375.0	58	1	52	3.00	M
<i>Bryconamericus iheringii</i>	5.9	2	1	44	127.6	46	29	967	46.7	21	11	313	21.80	3	4	207	02.01	O
<i>Charax stenopterus</i>	56.7	24	3	131	22.6	8	2	67	-	-	-	-	32.60	5	2	104	4.31	P
<i>Cheirodon ibicuhensis</i>	-	-	-	-	1.4	1	1	33	-	-	-	-	-	-	-	-	2.28	H
<i>Corydoras paleatus</i>	20.5	9	4	175	92.6	33	17	567	81.0	36	18	511	6.0	1	1	52	2.75	O
<i>Cyphocharax spilatus</i>	9.1	4	1	44	76.8	28	8	267	27.7	12	2	57	-	-	-	-	2.00	D
<i>Cyphocharax voga</i>	3453.1	1.438	22	961	1093.7	394	11	367	3430.2	1.520	27	767	2859.4	443	17	881	2.00	D
<i>Diapoma alburnus</i>	39.7	17	8	349	25.3	9	9	300	32.4	14	12	341	5.3	1	2	104	3.43	M
<i>Eigenmannia virescens</i>	16.0	7	1	44	-	-	-	-	70.9	31	4	114	58.6	9	3	155	2.56	H
<i>Gymnogeophagus tirapare</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	12.2	5	1	28	-	-	-	-	2.76	M
<i>Homodiaetus anisitsi</i>	-	-	-	-	1.0	0	1	33	-	-	-	-	-	-	-	-	4.50	P
<i>Hoplias argentinensis</i>	1854.0	772	2	87	1282.0	461	1	33	-	-	-	-	-	-	-	-	4.50	P
<i>Hoplias lacerdae</i>	-	-	-	-	1753.0	631	2	67	-	-	-	-	377.0	58	1	52	4.50	P
<i>Hypostomus aspilogaster</i>	-	-	-	-	3255.0	1.171	2	67	-	-	-	-	1400.0	217	1	52	2.00	D
<i>Hypostomus commersoni</i>	8475.0	3.531	8	349	4785.0	1.715	5	167	2773.0	1.229	4	114	535.0	83	1	52	2.00	D
<i>Hypostomus isbrueckeri</i>	-	-	-	-	2119.0	763	2	67	-	-	-	-	-	-	-	-	2.00	D
<i>Hypostomus roseopunctatus</i>	388.8	162	2	87	422.0	152	1	33	638.0	283	1	28	-	-	-	-	2.00	D
<i>Iheringichthys labrosus</i>	2274.0	947	49	2.140	3803.6	1.369	119	3.967	3080.6	1.365	106	3.011	1122.3	174	34	1.762	2.44	O
<i>Loricariichthys anus</i>	464.0	193	1	44	-	-	-	-	697.0	309	2	57	387.0	60	1	52	2.00	D
<i>Loricariichthys melanocheilus</i>	102.8	43	4	175	78.0	28	7	233	645.9	286	37	1.051	31.7	5	4	207	2.00	D
<i>Oligosarcus Jenynsii</i>	625.4	261	18	786	244.0	88	6	200	138.5	61	5	142	86.1	13	3	155	4.15	P
<i>Oligosarcus oligolepis</i>	1680.9	692	32	1.397	812.7	292	16	533	1479.0	655	20	568	471.5	73	10	518	3.68	P
<i>Pachyurus bonariensis</i>	156.9	65	2	87	674.6	243	8	267	88.7	39	4	114	134.3	21	3	155	3.51	M
<i>Paraloricaria vetula</i>	529.0	220	2	87	2441.0	878	5	167	3706.0	1.642	8	227	3816.0	592	8	415	2.43	O
<i>Parapimelodus valenciennis</i>	851.4	355	41	1.790	71.4	26	4.0	133	157.9	70	12	341	196.6	30	15	777	2.33	O
<i>Pimelodella australis</i>	-	-	-	-	14.7	5	2	67	-	-	-	-	6.6	1	1	52	2.34	O
<i>Pimelodella gracilis</i>	-	-	-	-	36.7	13	4	133	48.2	21	4	114	-	-	-	-	3.49	M
<i>Pimelodus maculatus</i>	-	-	-	-	2980.0	1.065	2	67	521.0	231	2	57	-	-	-	-	3.41	M
<i>Platanichthys platana</i>	0.8	0	1	44	0.8	0	1	33	-	-	-	-	-	-	-	-	2.00	D
<i>Psalidodon dissensus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	36.20	16	4.00	114	-	-	-	-	2.18	H
<i>Psalidodon eigenmanniorum</i>	16.7	7	1	44	13.5	5	1	33	276.1	122	20	568	-	-	-	-	02.08	O
<i>Psalidodon rutilus</i>	110.9	46	3	131	336.3	121	16	533	568.4	252	24	682	138.8	22	5	259	3.16	M
<i>Rhinelepis strigosa</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	2425.0	1.075	1	28	4964.0	7.696	33	1.710	2.00	D
<i>Trachelyopterus lucenai</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	106.90	47	1.00	28	-	-	-	-	2.29	D
<i>Trachelyopterus teaguei</i>	2838.30	1.182	22	961	780.6	281	15	500	1381.6	612	19	540	2800.2	434	43	2.228	2.34	M
Totales	24004.9	229	229	27786.2	27786.2	300	300	25564.1	352	352	352	64501.8	193	193	193	-	-	-





ii. Descripción de grupos tróficos

El análisis de contenido estomacal realizado en 525 individuos (239 en octubre 2021 y 286 en abril 2022) (Tabla Anexo 2) de 31 especies de peces, mostró un total de 157 ítems alimentarios diferentes, que fueron agrupadas en las 9 categorías definidas anteriormente (Fig 5.).

El análisis de cluster generó 5 grupos tróficos (Fig 6). Los Detritívoros y Omnívoros se separan por un lado (marrón y amarillo en la Fig 6), mientras que Herbívoros, Mesocarnívoros y Piscívoros generan otro grupo. Los grupos tróficos fueron identificados adicionalmente utilizando los porcentajes de la categoría dominantes en cada uno (Tabla Anexo 3). Los grupos generados por cluster presentaron diferencias significativas (PERMANOVA, $p < 0.05$). Los Detritívoros estuvieron compuestos por 11 especies, los Omnívoros por 7 especies, Herbívoros por 6, Piscívoros por 5 y Mesocarnívoros por 9. Los Detritívoros fueron el grupo con individuos de mayor tamaño, tanto en su largo ($22,2 \text{ cm} \pm 12,4 \text{ cm}$) como en su peso ($432,4 \text{ g} \pm 608,8 \text{ g}$), mientras que los Herbívoros presentaron el de menor tamaño en peso ($19,7 \text{ g} \pm 14,6$) y los Mesocarnívoros el menor tamaño en largo ($12,6 \text{ cm} \pm 6,3 \text{ cm}$) (Tabla Anexo 4). El grupo con mayor abundancia fue el compuesto por los Omnívoros con 518 individuos, mientras que los Herbívoros fue el grupo menos frecuente, representado por 18 individuos.

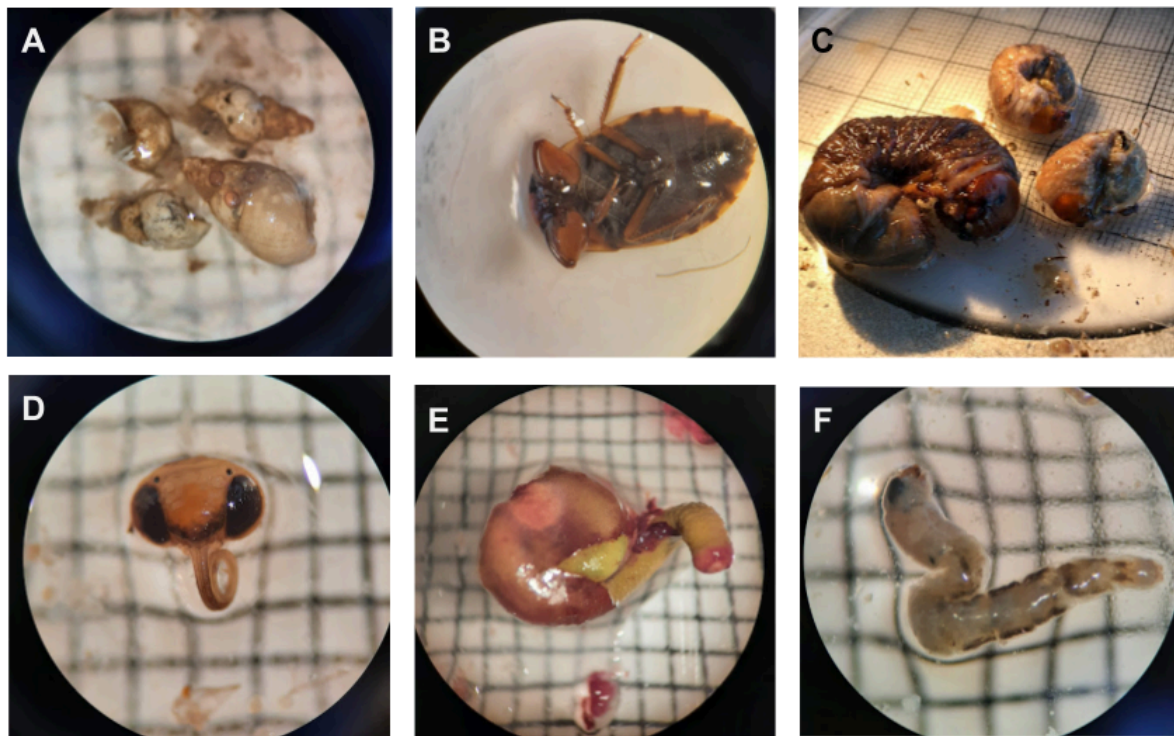


Figura 5. Variedad de ítems encontrados en los contenidos estomacales, incluyendo (A) conchas de gasterópodos, (B) hemípteros, (C) larva de coleóptero, (D) cabeza de lepidoptera, (E) semillas vegetales y (F) larvas de quironómidos.



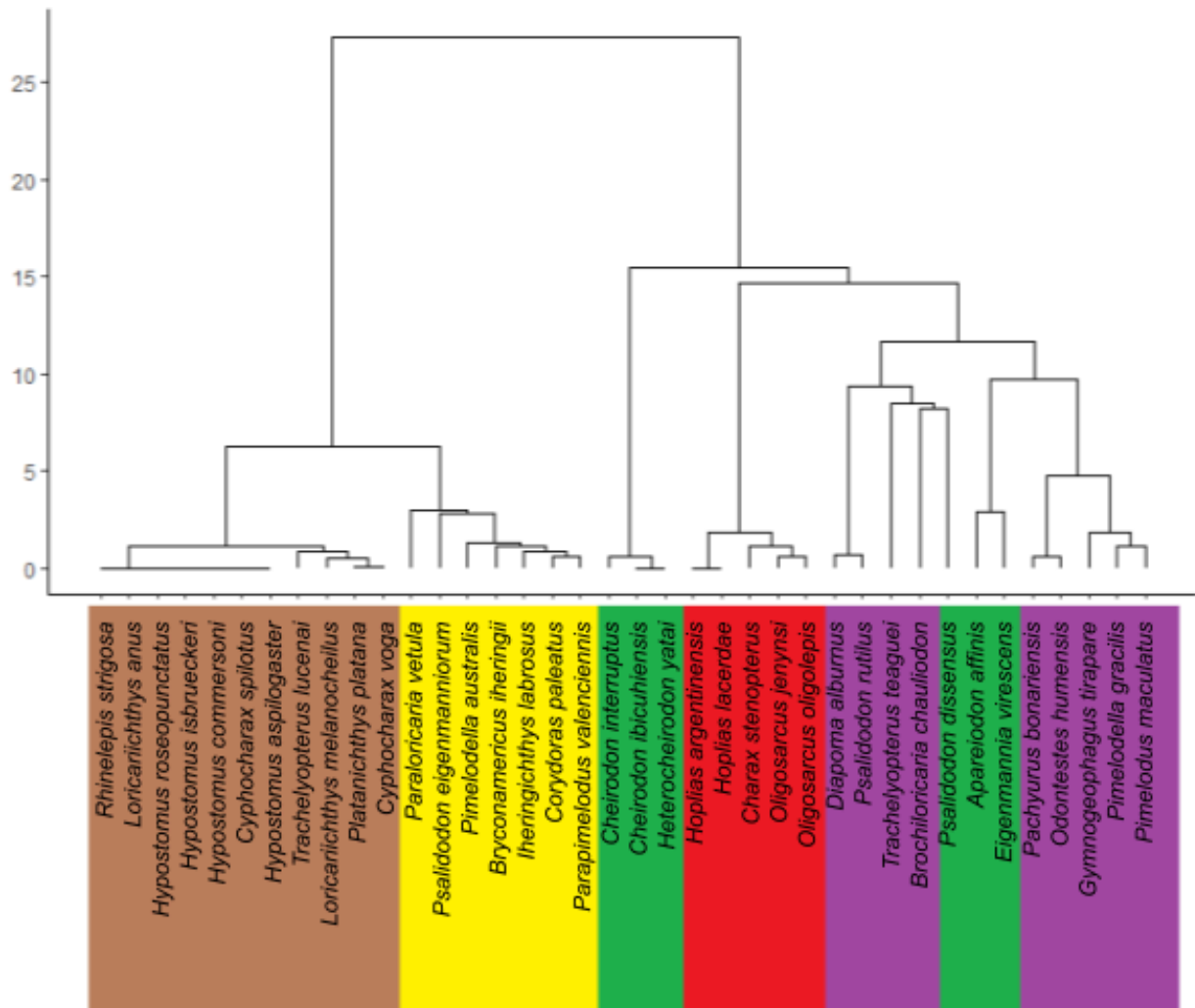


Figura 6. Análisis de cluster realizado a partir de datos de dieta para identificación de grupos tróficos. Marrón representa Detritívoros, amarillo Omnívoros, verde Herbívoros, violeta Mesocarnívoros y rojo Piscívoros.

Los Omnívoros fueron el grupo trófico con mayor abundancia relativa ($35,26 \pm 14,69$), que llegó al 58,80% en el sitio P2 (Tabla 4). Los Detritívoros fueron el grupo con mayor biomasa relativa ($59,78 \pm 17,48$) que llegó a su máximo en el sitio P4 (85,30%), principalmente debido a la presencia de la especie *R. strigosa* que es un pez detritívoro de gran tamaño (Tabla 4). Con respecto al tamaño de los individuos, Mesocarnívoros fueron los más pequeños con respecto a su largo ($12,59 \pm 6,28$) y Omnívoros con respecto al peso ($70,39 \pm 143,3$). Los Herbívoros fueron el grupo con menor abundancia ($1,55 \pm 1,11$) y biomasa relativa ($0,41 \pm 0,43$).





Tabla 4. Distribución de los grupos tróficos a lo largo del río (P1, P2, P3, P4). Se incluye biomasa relativa (BmR), abundancia relativa (AbR), peso promedio (g) y largo promedio (cm), para cada sitio y para la totalidad de los individuos.

		Detritívoro	Herbívoro	Mesocarnívoro	Omnívoro	Piscívoro
P1	Biomasa Rel	56,45	0,37	14,29	10,76	18,13
	Abundancia Rel	17,03	0,87	15,28	42,79	24,02
	Peso prom (g)	367,4 ± 490,1	35,50 ± 27,58	48,74 ± 31,41	30,36 ± 31,32	131,80 ± 314,02
	Largo prom (cm)	22,15 ± 11,48	17,25 ± 4,74	13,1 ± 3,49	12,11 ± 4,57	15,65 ± 7,05
P2	Biomasa Rel	46,66	0,13	19,50	17,74	15,97
	Abundancia Rel	12,29	0,66	18,94	58,80	9,30
	Peso prom (g)	437,0 ± 552,2	15,60 ± 20,08	117,60 ± 436,91	81,30 ± 166,41	178,5 ± 389,64
	Largo prom (cm)	21,08 ± 14,06	7,95 ± 5,87	12,58 ± 7,21	13,25 ± 11,51	17,12 ± 9,33
P3	Biomasa Rel	50,69	1,02	11,90	29,51	6,87
	Abundancia Rel	21,31	3,13	18,75	49,72	7,10
	Peso prom (g)	293,8 ± 505,7	17,41 ± 13,43	45,39 ± 67,33	80,91 ± 159,17	69,85 ± 62,29
	Largo prom (cm)	20,34 ± 9,8	13,51 ± 6,71	11,47 ± 5,64	13,86 ± 10,76	15,59 ± 4,87
P4	Biomasa Rel	85,30	0,10	4,53	8,46	1,61
	Abundancia Rel	29,53	1,55	27,98	32,64	8,29
	Peso prom (g)	696,45 ± 839,01	19,53 ± 4,74	68,50 ± 82,58	77,24 ± 147,70	61,57 ± 88,96
	Largo prom (cm)	26,59 ± 14,06	23,27 ± 2,91	13,97 ± 1,57	15,23 ± 9,35	14,43 ± 4,36
MEDIA	Biomasa Rel	59,78 ± 17,48	0,41 ± 0,43	12,56 ± 6,22	16,62 ± 9,46	10,65 ± 7,75
	Abundancia Rel	20,04 ± 7,32	1,55 ± 1,11	20,24 ± 5,43	45,99 ± 11,05	12,18 ± 7,94
	Peso medio (g)	432,40 ± 608,81	19,70 ± 14,62	75,78 ± 265,84	70,39 ± 143,32	117,64 ± 273,38
	Largo medio (cm)	22,24 ± 12,35	15,02 ± 7,14	12,59 ± 6,28	13,66 ± 9,73	15,82 ± 6,92

3.b. Interacción con microplásticos

i. Caracterización general MPs y peces.

Se recuperaron 1416 partículas de los contenidos estomacales de 375 peces, donde 35 de las 36 especies analizadas presentaron al menos 1 partícula. La única especie que no presentó MPs fue *Cheirodon ibicuhiensis* (un individuo analizado).

Las partículas encontradas correspondieron principalmente a fibras (98,8%, Fig 8, A-D) y en menor medida a fragmentos (1,1%, Fig 7.E-F); en una sola ocasión se encontró una partícula con forma de film (0,1%). Con respecto al tamaño, el 88% midieron menos de 5 mm, por lo cual fueron clasificadas como MPs, y el resto (12%) midieron entre 5 mm y 31,8 mm, siendo clasificadas como mesoplásticos. Debido a la amplia dominancia de tamaños menores a 5 mm, a partir de ahora analizaremos al conjunto en su totalidad, refiriéndonos a todos como MPs.

La comunidad de peces no presentó diferencias significativas en cuanto al número de individuos con y sin MPs entre los 4 puntos (individuos con MPs: 89,4% P1, 91,9% P2,





86,9% P3 y 82,2% P4) (Kruskal Wallis, $p=0.174$). Sin embargo, sí se observaron diferencias significativas en la media de MPs por individuo entre puntos (Kruskal Wallis, $p=0,0002$), siendo significativamente diferentes los sitios P1 y P4 ($P1>P4$, Dunn's, $p=0,026$), P2 y P3 ($P2>P3$, Dunn's, $p=0,04$) y P2 y P4 ($P2>P4$, Dunn's, $p=0,0001$). Por otro lado, la cantidad de MPs por peso corporal (cuantificadas como MPs/g) no mostró diferencias significativas entre sitios (MPs/g P1=0,22, P2=0,44, P3=0,23 y P4= 0,33) (Kruskal Wallis, $p=0.071$) (Fig. 8).

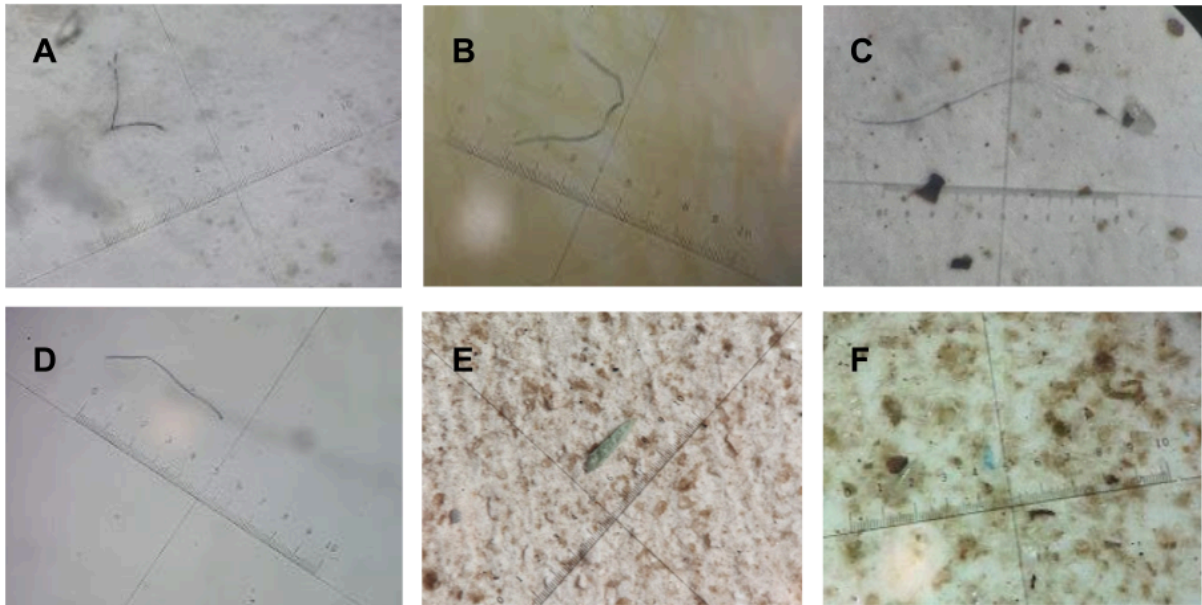


Figura 7. Variedad de microfibras (A-D) y microfragmentos (E-F) encontradas en los contenidos estomacales de peces del Río Negro.

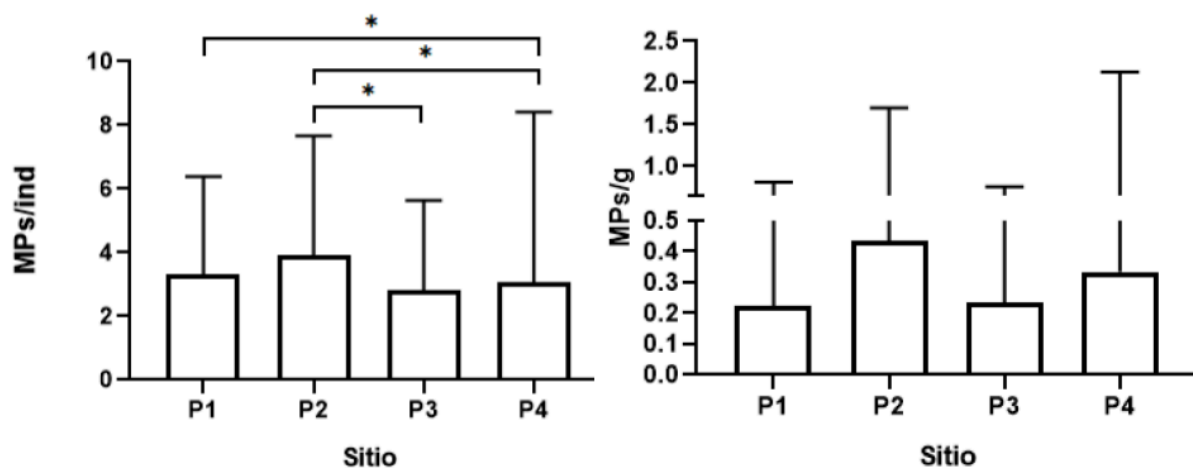


Figura 8. Valor promedio de MPs consumidos por individuo (MPs/ind) para cada sitio (a la izquierda) para cada sitio, y valor de MPs por gramo de peso corporal (MPs/g) para cada sitio (a la derecha). Un test de Kruskal Wallis mostró diferencias significativas con respecto a los MPs/ind ($p=0,0002$) y un test post hoc de Dunn's mostró diferencias entre sitios (* $p<0,05$).



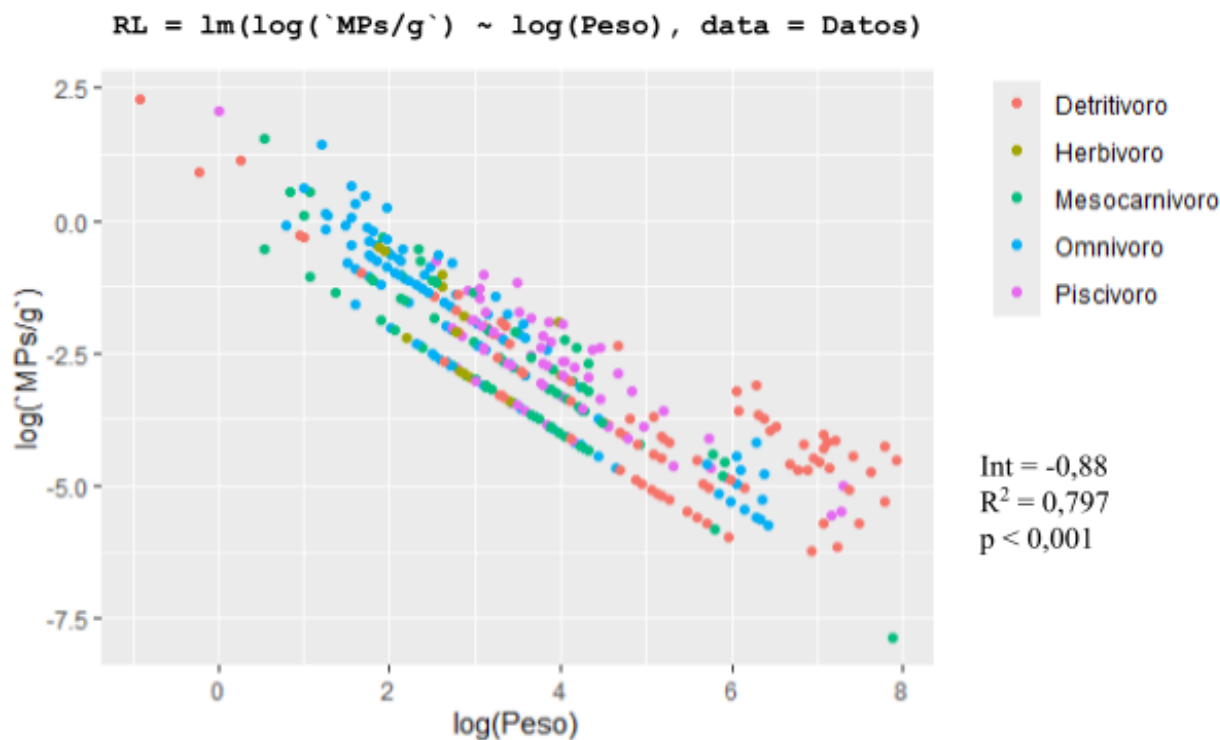


Figura 9. Relación Log-Log de los microplásticos por gramo (MPs/g) y el peso de los individuos. Se muestran a los diferentes grupos tróficos con diferentes colores.

La relación entre la cantidad de MPs por gramo de peso corporal con respecto al peso de los organismos se analizó en su relación Log-Log (Fig. 9). Se obtuvo una relación de poder negativa, con pendiente de valor -0.88, indicando que a medida que el peso aumenta la concentración de MPs/g disminuye. Esta tendencia se mantuvo para todos los grupos tróficos (Fig. 9).

Los grupos tróficos, independientemente del sitio, tuvieron una cantidad de significativamente diferentes (mediana de MPs/ind, Kruskal Wallis, $p=0,0001$). Los Piscívoros presentaron significativamente mayor cantidad de MPs (3,00 MPs/ind; RIQ=3,00). Siguió los Detritívoros (2,50 MPs/ind, RIQ=3,75), Herbívoros (2,00 MPs/ind, RIQ=3,0) y Omnívoros (2,00 MPs/ind; RIQ= 2,00), y los Mesocarnívoros como el grupo con menor cantidad de MPs (1,00 MPs/ind; RIQ=2,00). Al comparar los grupos entre sí, se encontraron diferencias significativas entre Mesocarnívoros y Detritívoros ($M<D$, Dunn's, $p=0,0001$), Mesocarnívoros y Omnívoros ($M<O$, Dunn's, $p= 0,023$) y Mesocarnívoros y Piscívoros ($M<P$, Dunn's, $p=0,0001$) (Fig 10a).

Al analizar los MPs consumidos (MPs/ind) entre los grupos tróficos para cada sitio de muestreo, se encontraron diferencias significativas (Kruskal Wallis, $p=0,0001$) únicamente en el sitio P2, entre Detritívoros y Mesocarnívoros ($D>M$, Dunn's, $p=0,0008$), y entre Mesocarnívoros y Piscívoros ($M<P$, Dunn's $p=0,0009$) (Fig. 10b). En estas comparaciones los Herbívoros no pudieron ser considerados para comparaciones por sitios, ya que en todos los casos presentaron menos de 3 individuos por sitio.



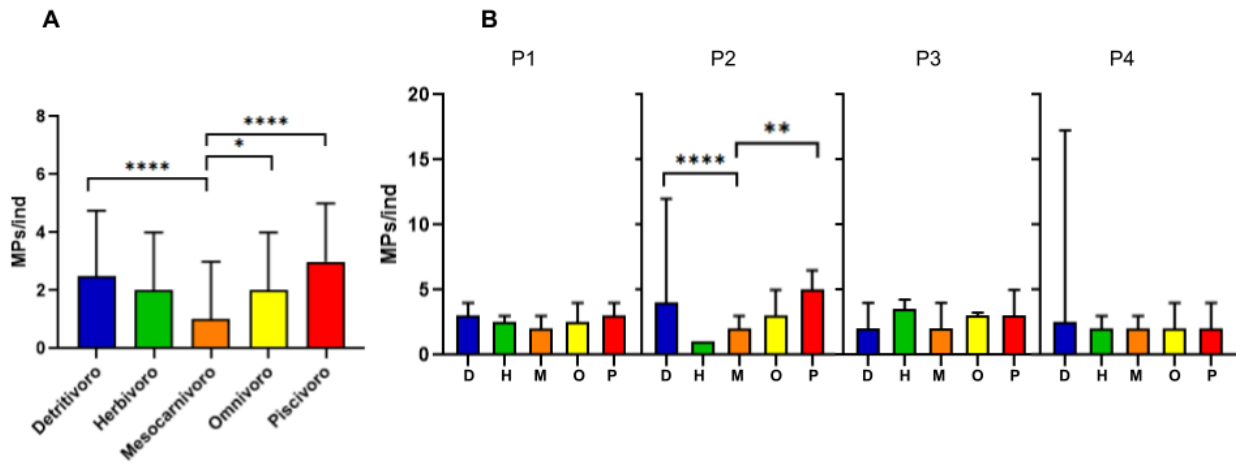


Figura 10. Gráfica de ingesta de MPs por individuo en cada grupo trófico. Se presentan las medianas y diferencia intercuartil para cada grupo trófico en cada sitio (A) y de cada grupo trófico indistintamente del sitio (B). Las diferencias significativas fueron calculadas con Kruskal Wallis, y Dunn's post hoc. D: Detritívoro, H: Herbívoro, M: Mesocarnívoro, O: Omnívoro, P: Piscívoro. Diferencias significativas * $p < 0,05$, ** $p < 0,005$, **** $p < 0,0001$.

La hipótesis filogenética utilizada para calcular los contrastes filogenéticos independientes (PICs) se muestra en la figura 11. Los análisis de las correlaciones utilizando los PICs obtenidos al contrastar la posición trófica de los individuos, la cantidad de MPs promedio y los MPs promedio por gramo, para cada especie muestra que se mantiene la correlación entre las variables analizadas una vez removido el efecto de la inercia filogenética de las mismas. Esto implica que no existe una correlación entre las variables analizadas, y por tanto que las mismas pueden utilizarse juntas y de manera directa.

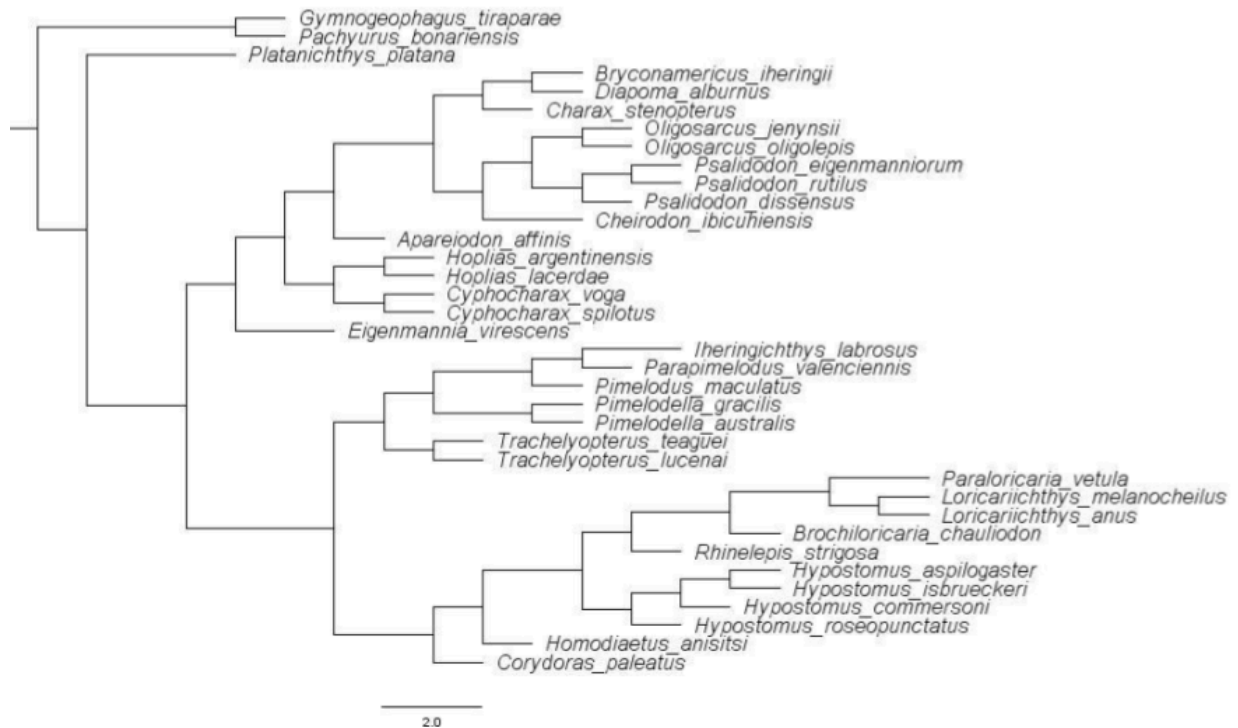


Figura 11. Reconstrucción filogenética de la comunidad de peces del Río Negro, entre las represas de Rincón del Bonete y Baygorria.



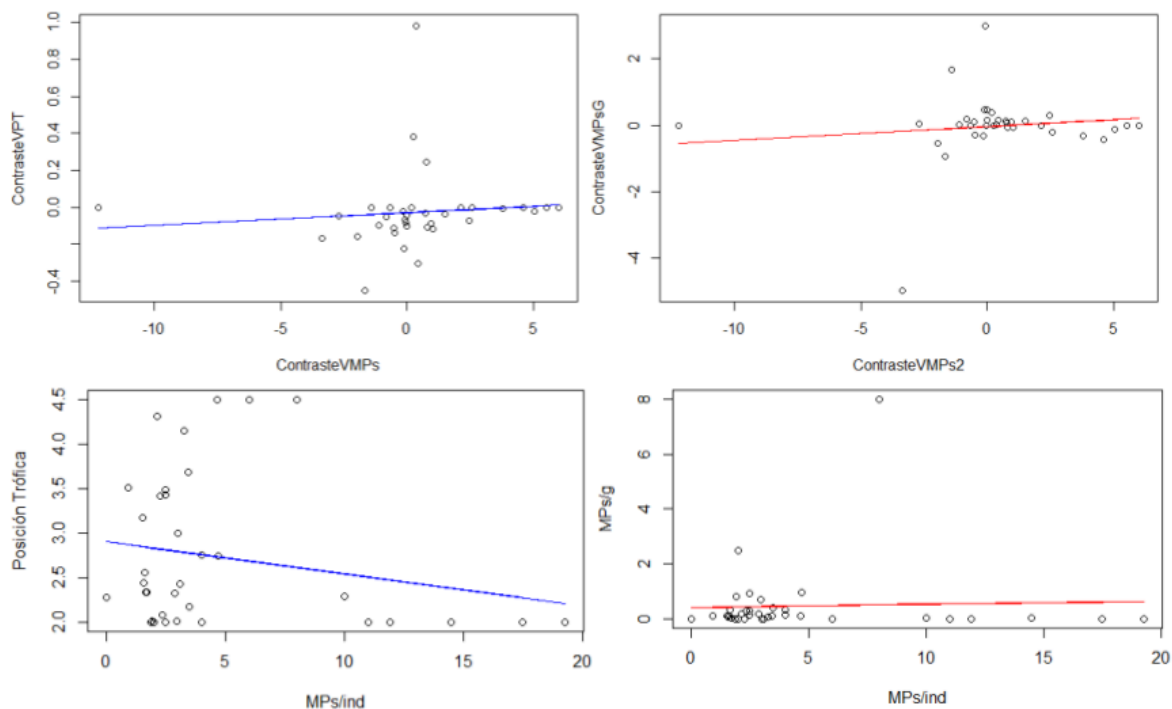


Figura 12. Representación de los contrastes filogenéticos calculados (paneles superiores), entre la posición trófica y los MPs/ind (izquierda) y los MPs/g y los MPs/ind (derecha) peces del Río Negro, en el área de interés. Se realizaron test de tau de Kendall para ambos casos ($\tau=0,24$ y $\tau=-0,04$, respectivamente) en ambos casos no fueron significativos. Los paneles inferiores muestran la distribución de puntos y regresión lineal para la posición trófica y los MPs/ind (izquierda) y los MPs por gramo y MPs/ind (derecha).

Al llevar adelante el test de tau de Kendall, con respecto a los contrastes calculados para la posición trófica versus los contrastes calculados para los MPs/ind, el resultado es positivo pero débil ($\tau=0,24$), por lo que no se considera que la correlación sea cercana y en el caso de los contrastes de los MPs/g y los MPs/ind la relación resulta negativa pero tampoco una correlación fuerte ($\tau=-0,04$). Por lo tanto estos caracteres no se encontrarían fuertemente relacionados con la proximidad filogenética y se pueden analizar de manera independiente.

Debido a que las correlaciones calculadas no son fuertes (Fig. 12), las variables de la comunidad de peces serán utilizadas de manera directa para generar los modelos. Luego de evaluar y combinar las diferentes variables predictoras del consumo de MPs en los peces analizados, descartando las variables posición trófica y especie, se obtuvo un modelo lineal generalizado, incluyendo el peso de los organismos, el grupo trófico y el sitio en la siguiente ecuación:

$$\text{MGT} = \text{glm.nb}(\text{MPs/ind} \sim \text{Peso} * \text{Grupo Trófico} + \text{Sitio}, \text{data=Datos})$$

Los Detritívoros fueron el grupo que mostró un mayor aumento de los MPs/ind con el aumento del peso, seguidos por los Piscívoros. En el caso de los Omnívoros la cantidad de MPs/ind se mantuvo constante con el aumento de peso, mientras que en los Mesocarnívoros los MPs/ind disminuyeron significativamente con el aumento del peso. Adicionalmente, a mayor biomasa, los intervalos de confianza aumentaron en todos los





casos. El sitio de muestreo P2 presentó el mayor valor inicial de MPs/ind y el mayor incremento con respecto al peso corporal medio para todos los grupos tróficos (Fig. 13). Notablemente, el modelo final explicó el 58,5% de la varianza de los datos, resaltando la relevancia de las variables incorporadas.

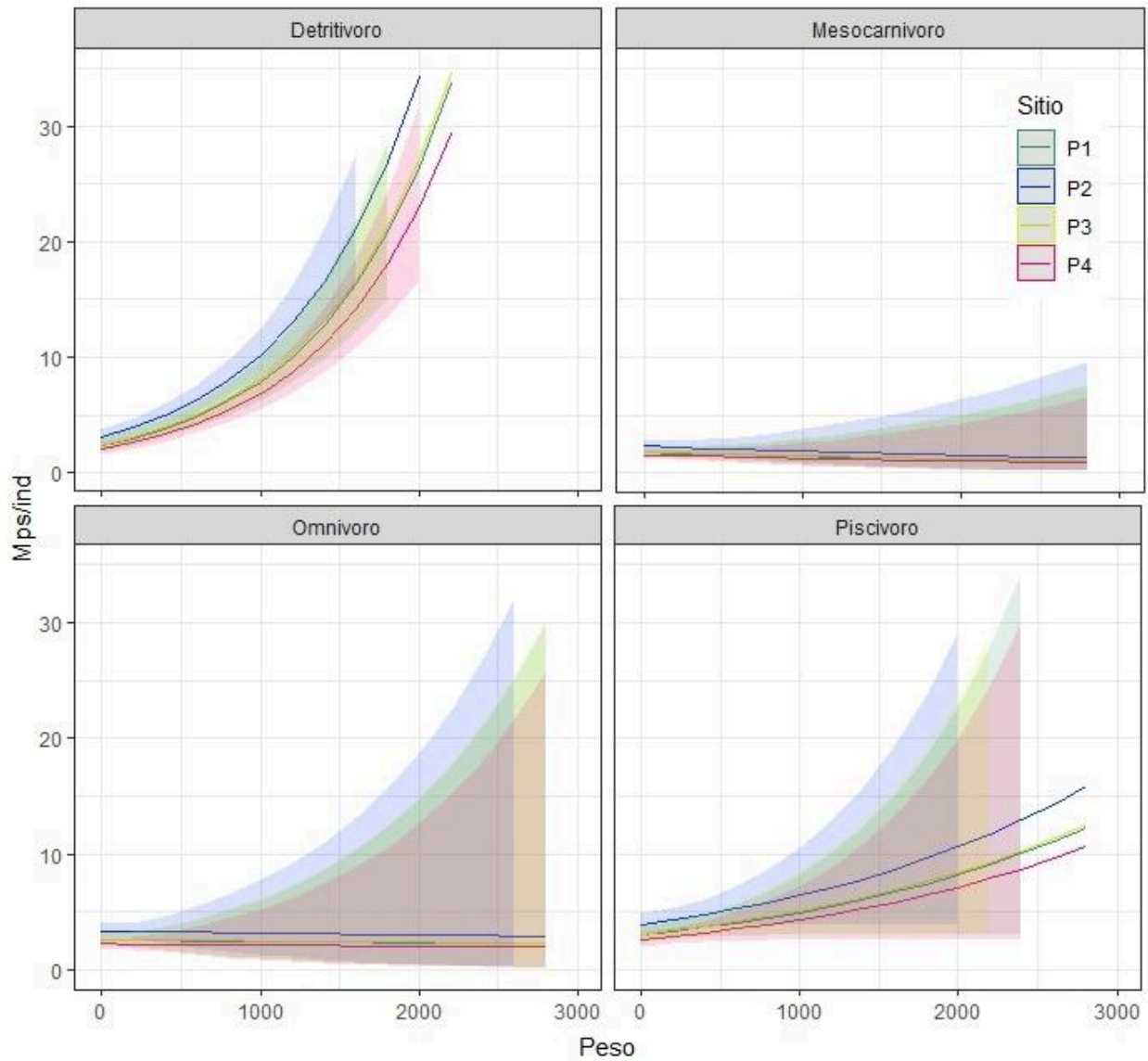


Figura 13. Resultado gráfico del modelo lineal generalizado empleado y los resultados del ajuste del mismo. Se muestra la cantidad de microplásticos por individuo (MPs/ind) en función del peso de los individuos para cada grupo trófico (Detritívoro, Mesocarnívoro, Omnívoro y Piscívoro). En cada caso, se muestra la predicción para cada sitio muestreado del río (P1 verde, P2 azul, P3 amarillo y P4 rojo).





Tabla 5. Modelo lineal generalizado con respecto a los MPs por individuo con respecto a los grupos tróficos, el tamaño y el sitio (Fig. 13), con sus predictores, el coeficiente calculado para cada una de las variables (Log-Mean), el intervalo de confianza (CI) y el p valor. Adicionalmente al final se indican la cantidad de observaciones y el R² Nagelkerke. En negrita se marcan los valores significativos.

Predictores	MPs/ind		
	Log-Mean	CI	p
Intercepto	0,85	0,61-1,10	<0,001
Peso	0,00	0,00-0,00	<0,001
GT - Mesocarnívoro	-0,29	-0,55 - -0,02	0,030
GT - Omnívoro	0,09	-0,15 - 0,33	0,464
GT - Piscívoro	0,24	-0,02 - 0,51	0,067
Sitio - P2	0,26	0,04 - 0,47	0,019
Sitio - P3	0,02	-0,20 - 0,25	0,832
Sitio - P4	-0,14	-0,38 - 0,10	0,251
Peso x GT - Mesocarnívoro	-0,00	-0,00 - 0,00	<0,001
Peso x GT - Omnívoro	-0,00	-0,00 - 0,00	0,010
Peso x GT - Piscívoro	-0,00	-0,00 - 0,00	0,015
Observaciones = 427		R ² Nagelkerke= 0,585	

Para el grupo Mesocarnívoros se realizó un modelo lineal considerando la identidad de las especies y su consumo de MPs, las demás variables (peso y largo, y relaciones entre las mismas) fueron descartadas debido a su baja influencia en el modelo.

ModeloMesocarnivoros=lm(MPs/ind ~ Especie, data = Mesocarnivoro)

Se ven diferentes tendencias de consumo en las diferentes especies, siendo *G. tirapare* la especie que presenta un consumo por individuo mayor, y *P. bonariensis* la que tiene el mejor valor, pero ambas amplitudes se superponen (Fig. 14). Al explorar los residuales del modelo realizado estos no se adhieren a los criterios de dispersión (Fig. Anexo 2), por lo cuál aunque existe una variación no es posible extraer conclusiones definitivas en relación a las variables consideradas con el conjunto de datos disponibles.

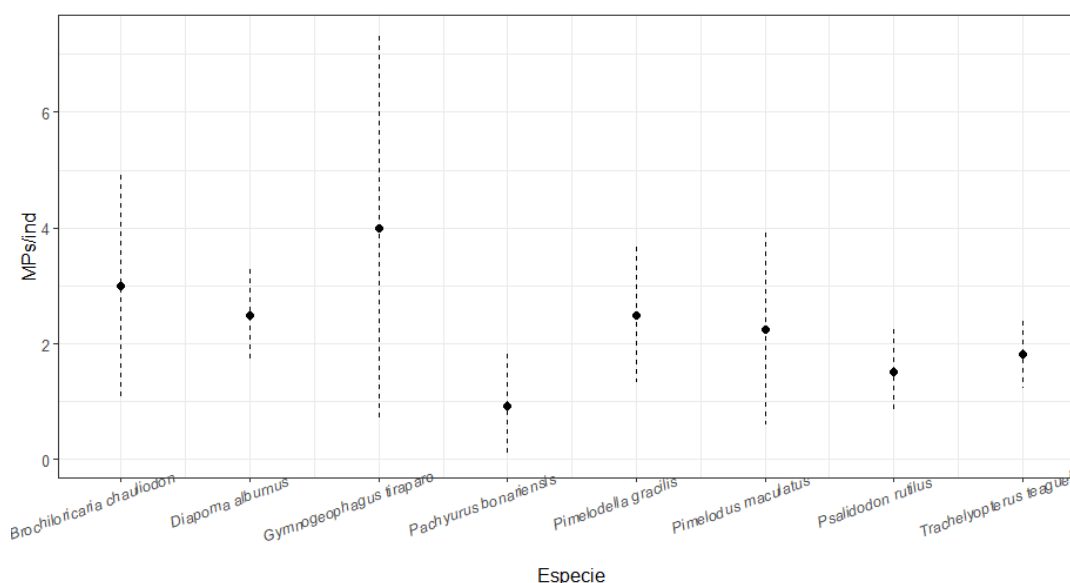


Figura 14. Resultado gráfico del modelo lineal generalizado para Mesocarnívoros, y resultados de ajuste del mismo. Se muestra la cantidad de microplásticos por individuo (MPs/ind) en función de la identidad de las especies.





A nivel de especies, se realizó un cálculo de MPs por peso corporal de cada individuo (MPs/g). El mismo varía de 0,8 g para *Platanichthys platana* a 1552 g para *Hypostomus aspilogaster*; las especies se encuentran ordenadas de acuerdo a la de mayor índice de MPs/g a la de menor (Fig. 15 a). Las tres especies con mayores valores de MPs/g fueron *Homodiaetus anisitsi* (8,0 MPs/g), *Platanichthys platana* (2,5 MPs/g) y *Corydoras paleatus* (0,96 MPs/g) (Fig. 15 b), siendo todas ellas especies que en promedio pesan menos de 6 gramos (Fig. 15 a). Adicionalmente, las especies con valores más bajos de MPs/g fueron *Loricariichthys anus* (0,005 MPs/g), *Hoplias argentinensis* (0,006 MPs/g) e *Hypostomus aspilogaster* (0,007 MPs/g) (Fig. 15 b), especies que presentan los mayores pesos promedio. En el caso de *Cheirodon ibicuihensis* se analizó 1 solo individuo, que no presentó MPs (Fig. 15 a).

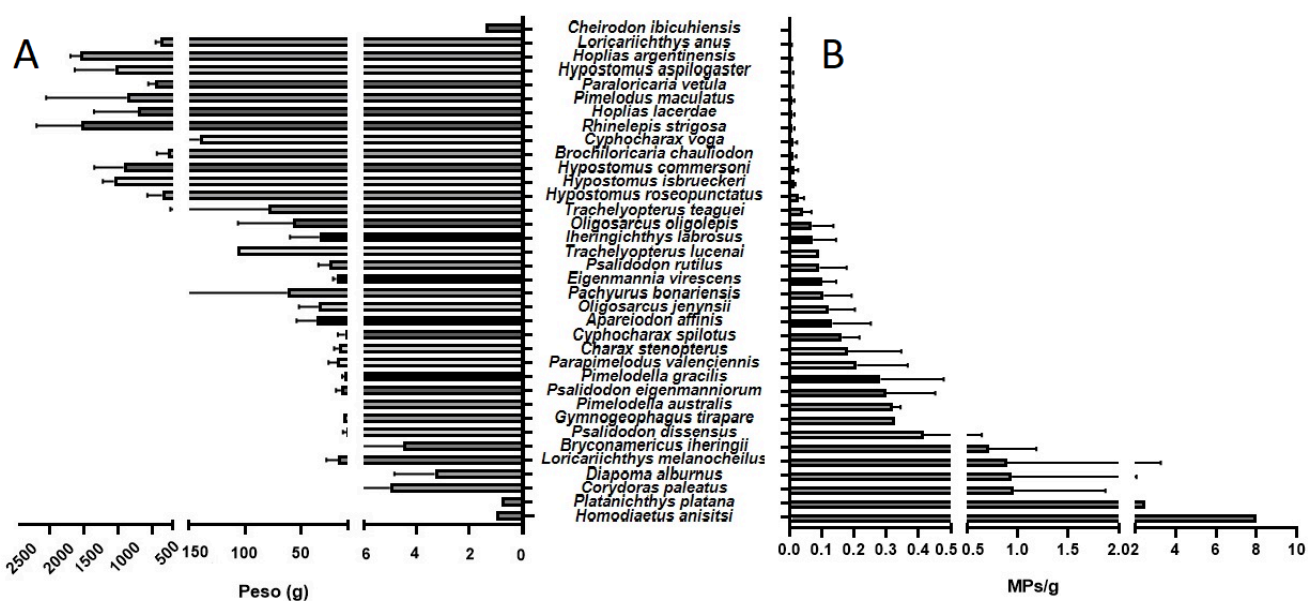


Figura 15. Peso promedio (gramos) de los individuos muestreados de cada especie (A), y concentración promedio de MPs/g para cada especie (B). Las especies en ambos casos se encuentran ordenadas de aquellas con mayor cantidad de MPs por gramo a las de menor (MPs/g).

ii. Caracterización general MPs y mejillones.

El análisis de 75 individuos de *Limnoperna fortunei* mostró tamaños similares en los tres sitios, aunque se detectaron diferencias significativas entre los sitios (P1, P2 y P4) siendo los individuos de P2 más pequeños (17,72 mm, RIQ=1,55) en comparación con los de P1 (22,64 mm, RIQ=6,38, Dunn's $p=0,002$) y P4 (23,48 mm, RIQ=2,57, Dunn's $p=0,0001$) (Kruskal Wallis, $p=0,0001$).

En el análisis de los MPs se recuperaron 251 partículas, siendo el 98,4% fibras y el restante 1,6% fragmentos. Todos los individuos de P1 y P2 presentaron al menos un MPs, mientras que en P4 el 16% de los individuos analizados no presentaron MPs. Se detectaron diferencias significativas entre sitios en la cantidad de MPs por individuo (MPs/ind) (Kruskal Wallis, $p=0,0002$), siendo P1 y P2 los sitios que presentaron mayores valores (4,0 MPs/ind, RIQ=3,0 y 3,0 MPs/ind, RIQ=3,0, respectivamente), ambos significativamente superiores que los registrados en P4 (2,0 MPs/ind, RIQ=1,0; Dunn's $p=0,0005$ y Dunn's $p=0,0019$ respectivamente).





El modelo GLM incluyó como variables predictoras respecto al consumo de MPs incluyó el el sitio y no incluyo el tamaño, resultando en la siguiente ecuación:

$$\text{ModMej}=\text{glm.nb}(\text{MPs}/\text{ind} \sim \text{Sitio}, \text{data}=\text{Datos})$$

La representación gráfica del modelo muestra la respuesta para los diferentes sitios de la cantidad de MPs por individuo, siendo esta mayor tanto en P1 como P2 (Fig. 16). Con respecto a P4, el valor de MPs por individuo es significativamente menor, con un coeficiente de -0.87 (Tabla 7).

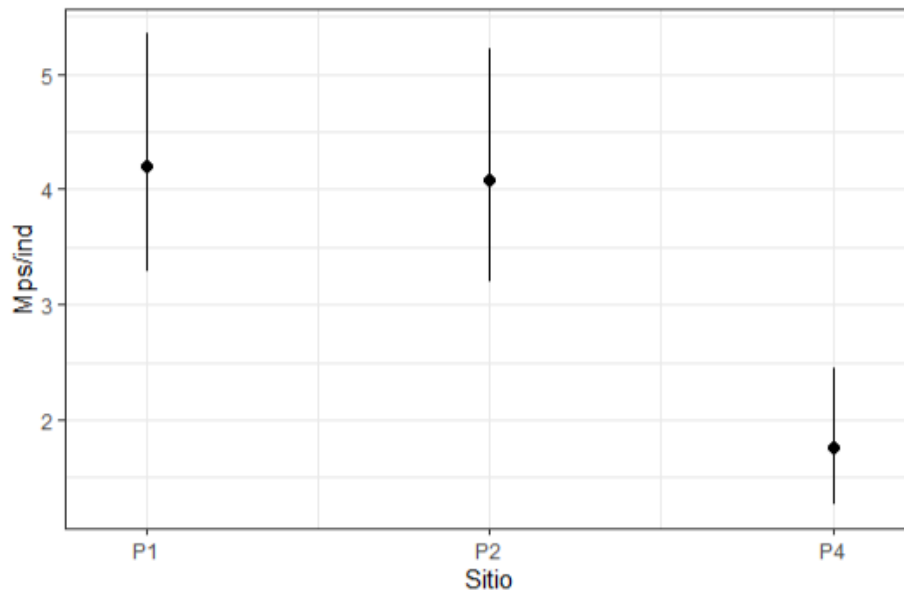


Figura 16. Resultado gráfico del modelo lineal generalizado para el mejillón *Limnoperna fortunei*, y resultados de ajuste del mismo. Se muestra la cantidad de microplásticos por individuo (MPs/ind) en función de los sitios. En cada caso se muestra la predicción para cada sitio muestreado del río (P1, P2, y P4) y en la tabla 7 se encuentran los datos de ajuste del modelo.

Tabla 7. Resultados del modelo lineal generalizado, con sus predictores, el coeficiente calculado para cada una de las variables (Log-Mean), el intervalo de confianza (CI) y el p valor. Adicionalmente al final se indican la cantidad de observaciones y el R² Nagelkerke. En negrita se marcan los valores significativos.

Predictor	Log-Mean	MPs/ind	
		CI	p
Intercepto	1,44	1,19 - 1,68	<0,001
Sitio - P2	-0,03	-0,37 - 0,32	0,869
Sitio - P4	-0,87	-1,29 - -0,46	<0,001
Observaciones = 75		R ² Nagelkerke= 0,352	





iii. Comparativo entre peces y mejillones

Entre peces y mejillones se recuperaron 1667 partículas, de las cuales 1416 corresponden a peces y 251 a mejillones (251); estas se dividen en 98,7% de fibras, 1,2% fragmentos y 0,1% films. Las fibras dominaron en todos los sitios, y fueron la única forma presente en el sitio P2, mientras que solamente 1 partícula en forma de film fue encontrada en un individuo de *H. aspilogaster* en P4.

En peces el tamaño de estas partículas varió entre 0,05 y 31,7 mm (Fig. 17), siendo la mediana en P1 1,40 mm (RIQ=1,31), en P2 1,19 (RIQ=1,24), en P3 1,25 (RIQ=1,25) y P4 1,39 (RIQ=1,33); no encontrándose diferencias significativas entre sitios (Kruskal Wallis, $p = 0,42$). Al analizar únicamente la fracción menor a 5 mm (97,5% del total recuperado) tampoco se encontraron diferencias entre sitios (Kruskal Wallis, $p = 0,44$) (Fig. 17).

En mejillones, el tamaño varió entre 0,05 y 7,25 mm, siendo la mediana en P1 0,93 mm (RIQ= 1,24), en P2 de 1,30 mm (RIQ=1,27) y en P4 1,12 mm (RIQ=1,50), no encontrándose diferencias significativas entre sitios (Kruskal Wallis, $p=0,63$) (Fig. 17). Al igual que en el caso de los peces, tampoco se observaron diferencias significativas entre sitios al considerar sólo las partículas menores a 5 mm (98.4% del total) (Kruskal Wallis, $p=0,63$).

Al comparar el tamaño de los MPs entre peces y mejillones se encontraron diferencias significativas (Kruskal Wallis, $p=0,0027$) en el sitio P1, donde los peces presentaron un consumo de MPs de mayor tamaño (mediana 1,28, RIQ=1,33) que los mejillones (mediana 0,93, RIQ=1,24) (Dunn's $p=0,0041$). Al considerar solamente los MPs menores a 5 mm también se observan diferencias significativas entre peces y mejillones (Kruskal Wallis $p=0,0005$) en el sitio P1, con tamaños mayores en peces (mediana 1,39, RIQ= 1,38) que en mejillones (mediana 0,93, RIQ=1,23) (Dunn's $p=0,0102$).



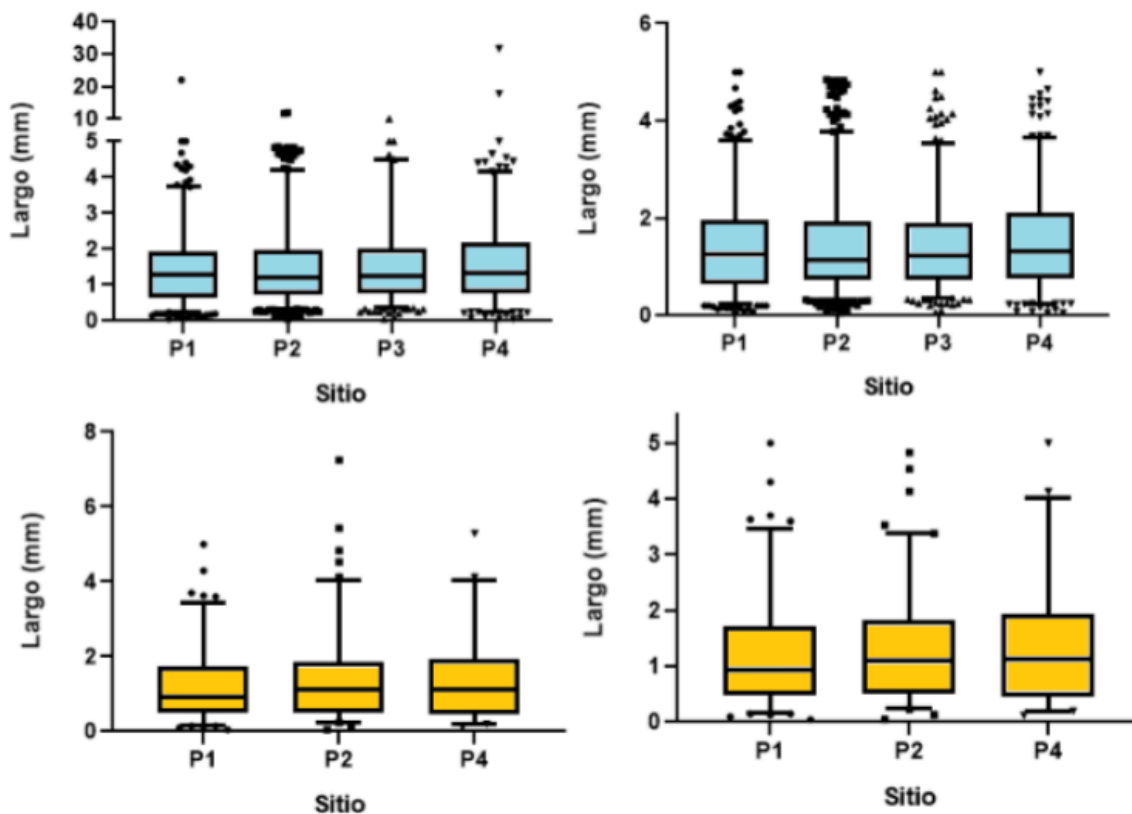


Figura 17. Boxplots presentando el largo medio de la totalidad de partículas muestreadas en todos los sitios para peces (celeste) y mejillones (amarillo). A la izquierda se encuentran las gráficas correspondientes a todos los tamaños, y a la derecha sólo considerando aquellos menores a 5 mm.

La evaluación de si existen diferencias entre el tamaño de los MPs consumidos por todas las especies de peces y por *L. fortunei*, se realizó a través del siguiente modelo lineal generalizado (ANOVA, $p=0,0001$; Fig. 18). El mismo incluye como variable a la identidad de todas las especies:

Modelo=glm((log(Largo MPs) ~ Especie - 1), data=Datos)

. El test post hoc de Tukey mostró que el mejillón presentó MPs significativamente menores que cinco especies de peces ($< R. strigosa$, $< I. labrosus$, $< H. isbrueckeri$, $< C. voga$ y $< H. commersoni$, esta última marginalmente significativa). *Eigenmania virescens* fue la especie que se diferenció más del resto presentando tamaños significativamente menores con *H. isbrueckeri* y *H. argentinenses*, y diferencias marginalmente significativas con MPs de menores tamaños a los de *I. labrosus*, *R. strigosa* y *C. voga*. Todas estas especies son de diferentes pesos promedio y corresponden a los cinco grupos tróficos. En la figura 18 se presenta el gráfico con las especies ordenadas de acuerdo a su peso (de menor a mayor) donde no se logra observar ningún patrón del tamaño de los MPs consumidos con el aumento de tamaño corporal.



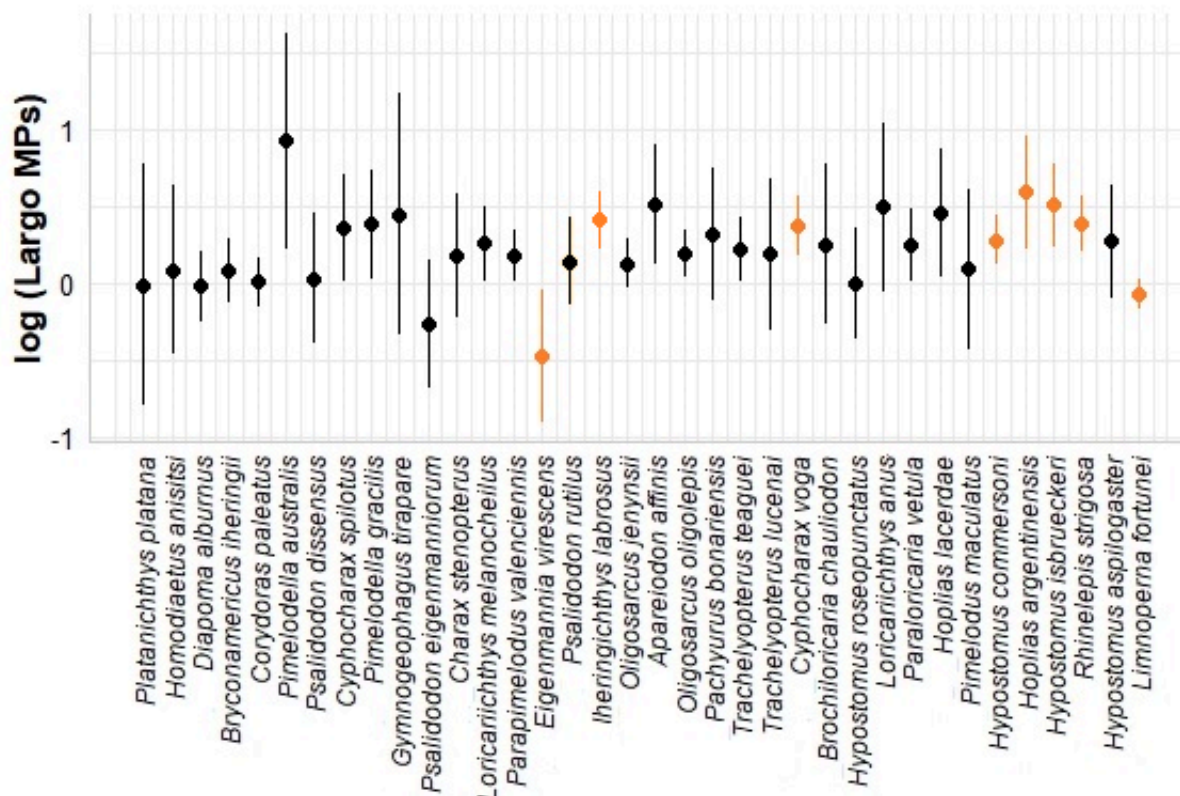


Figura 18. Resultado gráfico para el modelo lineal generalizado realizado comparando el tamaño de los MPs (Log) con respecto a las especies en la comunidad de mejillones y el mejillón *L. fortunei*. Las especies de peces se encuentran ordenadas de acuerdo a su peso medio, de menor a mayor. En cada caso se muestra la predicción para cada especie y el tamaño de plástico consumido. Se realizó un análisis ANOVA que fue significativo ($p=0,0001$). En anaranjado se marcan las especies que presentaron al menos una diferencia significativa con otra según el test de Tukey (ver Tabla 8).

Tabla 8. Resultados de pares en test de Tukey aplicado a modelo lineal generalizado, comparando identidad de las especies y tamaño consumido de MPs. Solamente se presentan aquellos que fueron estadísticamente significativos ($p<0,05$) o marginalmente significativos ($p<0,10$).

Pares de especies	p valor
<i>Limnoperna fortunei</i> < <i>Rhinelepis strigosa</i>	0,010
<i>Limnoperna fortunei</i> < <i>Iheringichthys labrosus</i>	0,012
<i>Limnoperna fortunei</i> < <i>Hypostomus isbrueckeri</i>	0,023
<i>Limnoperna fortunei</i> < <i>Cyphocharax voga</i>	0,023
<i>Hypostomus isbrueckeri</i> > <i>Eigenmannia virescens</i>	0,032
<i>Eigenmannia virescens</i> < <i>Hoplias argentinensis</i>	0,045
<i>Eigenmannia virescens</i> < <i>Iheringichthys labrosus</i>	0,051
<i>Eigenmannia virescens</i> < <i>Rhinelepis strigosa</i>	0,064
<i>Limnoperna fortunei</i> < <i>Hypostomus commersoni</i>	0,066
<i>Eigenmannia virescens</i> < <i>Cyphocharax voga</i>	0,091





La totalidad de los MPs colectados pueden dividirse en 11 colores, incoloros y multicolores (o mixtos) (Fig. 19). El azul, negro y las incoloras fueron las dominantes, representando el 87,6% en peces y el 88,0% en mejillones. El azul fue dominante en P2 para los peces (67% del total de fibras) y en P1 para mejillones (67%) (Fig. 19). El tipo más frecuente de MPs multicolor fue azul e incoloro (89% del total de fibras), y el más raro, amarillo y rojo (3% del total de fibras). Por otro lado, el amarillo, marrón y violeta fueron los colores menos frecuentes, apareciendo únicamente en peces de P2 y sumando en conjunto el 0,46% del total de fibras. Los colores menos frecuentes en mejillones fueron el verde (0.4%) y el celeste (0.8%), encontrándose ambos únicamente en P1 (Fig. 18 9).

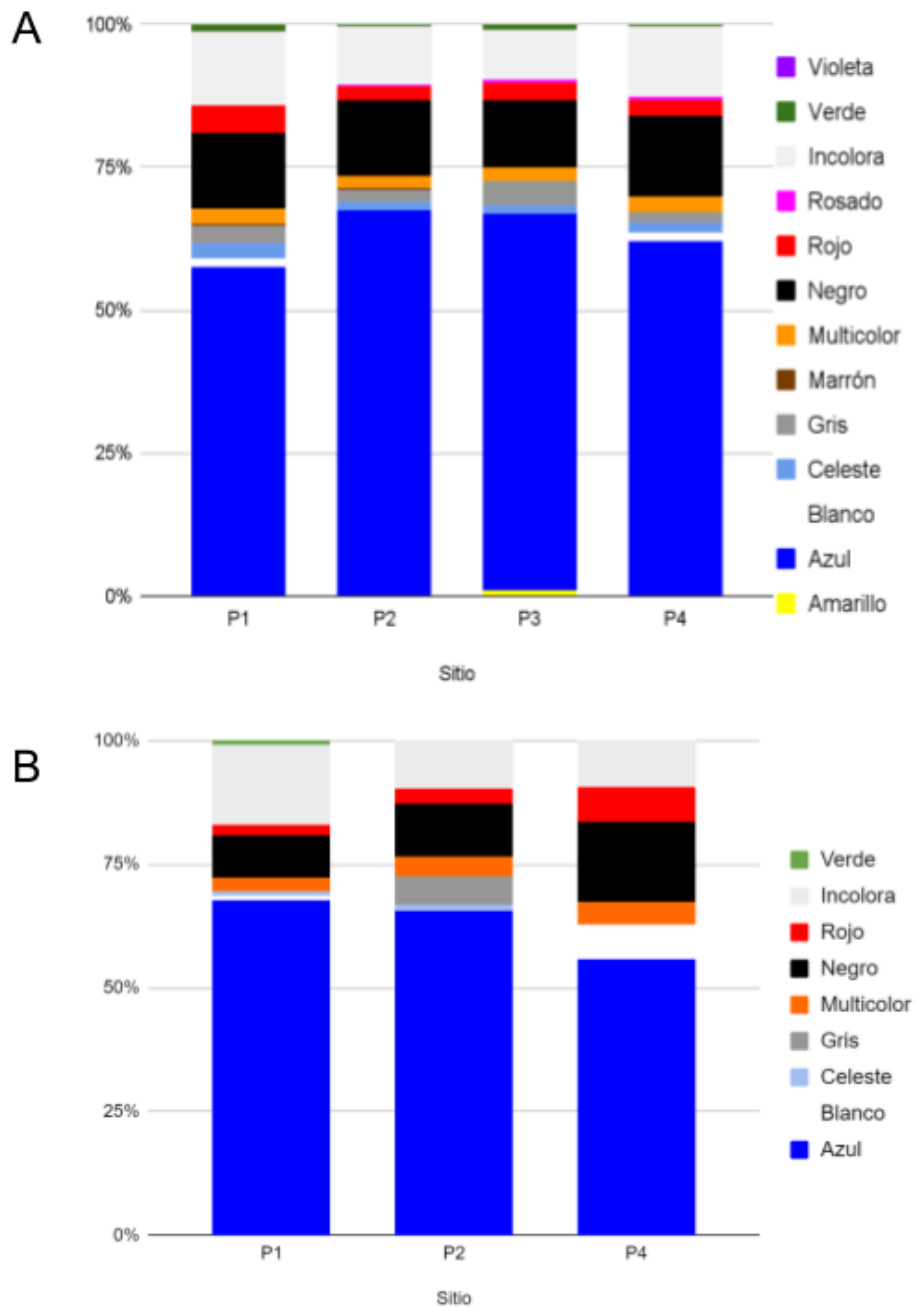


Figura 19. Variedad de colores correspondientes a las partículas encontradas en peces (A) y en mejillones (B).





El análisis ACP realizado para evaluar el consumo de MPs en base a los colores, explicó el 27,7% de la variabilidad del consumo (Fig. 20). La primera dimensión (14,1% de la varianza) estuvo fuertemente asociada al color azul, como se ve en el eje horizontal (primer dimensión). Se destaca *H. commersoni* como la especie con mayor variabilidad para el consumo de este color. Mientras que la dimensión dos (13,6% de la varianza) está asociada fuertemente al color celeste, *O. oligolepis* es la que presenta mayor variabilidad en el consumo de este color (Fig. 20). Estas dos especies son las de mayor tamaño incluidas en el ACP. Las especies *D. alburnus*, *B. iheringii* y *P. valenciennis* junto con *L. fortunei* tienen elipses más reducidas, que se superponen casi en su totalidad, en el centro de los ejes (Fig. 20). Adicionalmente, se destaca la disminución del consumo de color azul en favor de otros colores por *O. oligolepis* (proporción de colores consumida por cada especie ver Figura Anexo 5). Los análisis ANOVA hechos mostraron diferencias significativas para la dimensión 1 ($p=0,0001$) y para la dimensión 2 ($p=0,05$).

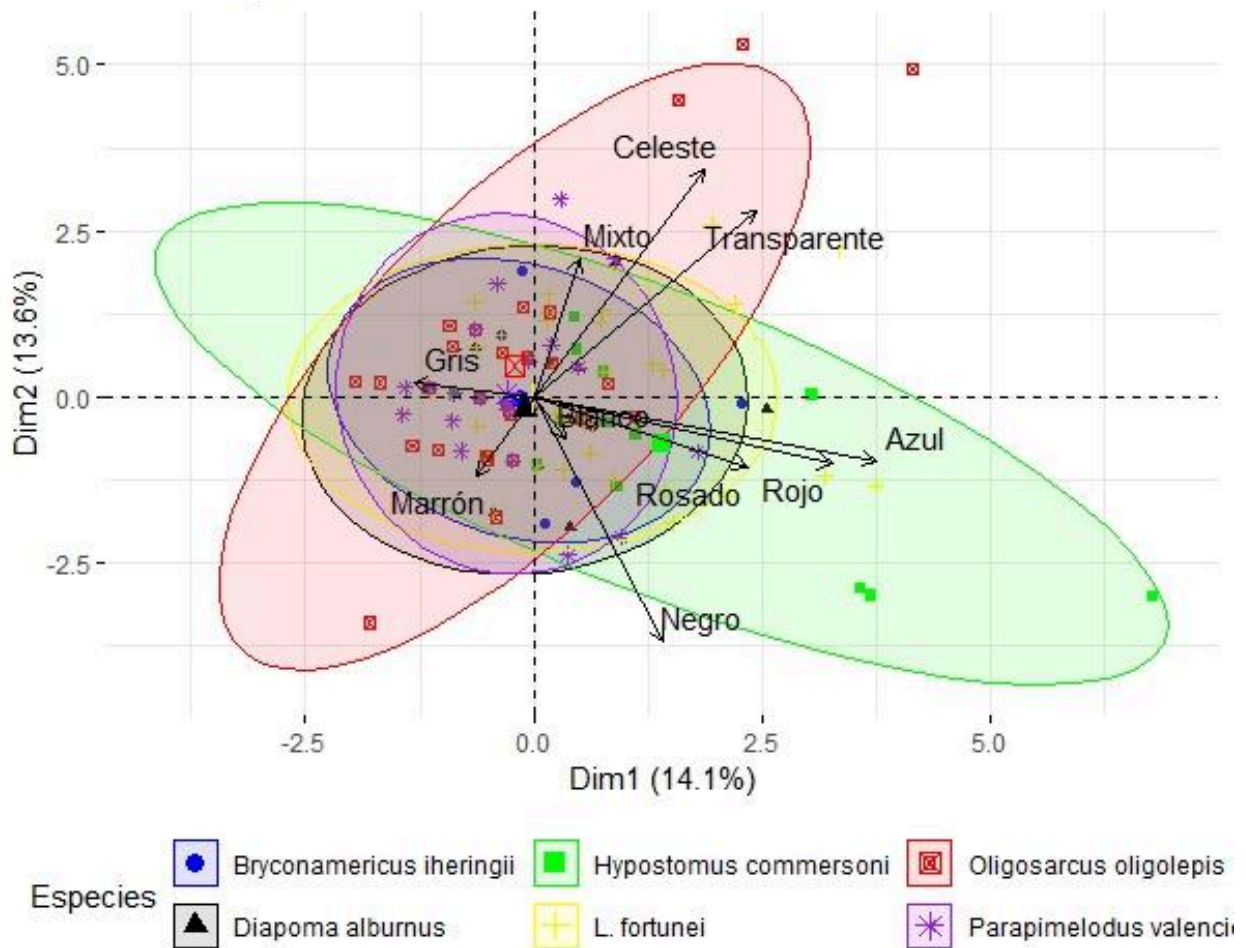


Figura 20. Representación gráfica del análisis de componentes principales (ACP) de los ejes 1 y 2, considerando el consumo de MPs según sus colores en 5 especies de peces (*Oligosarcus oligolepis* - Piscívoro-, *Parapimelodus valenciennis* y *Bryconamericus iheringii* - Omnívoro-, *Hypostomus commersoni* - Detritívoro- y *Diapoma alburnus* - Mesocarnívoro-) y el mejillón *Limnoperna fortunei*. Las dos dimensiones mostradas explican un 27,7% de la varianza. Frente a un análisis ANOVA, tanto la dimensión 1 ($p=0,0001$) como la dimensión 2 ($p=0,05$) fueron significativas.





iv. Caracterización polimérica

En el análisis de una submuestra de partículas (15% del total encontrado) se pudo identificar poliméricamente al 66% de las mismas (con una coincidencia de espectro de más del 65% según las bibliotecas utilizadas). Este análisis incluyó 16 especies de peces representando todos los grupos tróficos y a los mejillones (Tabla anexo 1). Un total de 5 polímeros fueron identificados: acetato de polivinilo (PVA), acrílico, polietileno (PE), tereftalato de polietileno (PET) y celulosa sintética (no plásticas) (Fig. 21). La celulosa sintética fue el compuesto más abundante (90,24%), y el PE el menos representado (0,61%). Tres de los compuestos estuvieron presentes en todos los sitios (PET, PVA y celulosa sintética) (Fig. 21). El único sitio en que se encontraron todos los polímeros fue en P1 (Fig. 21).

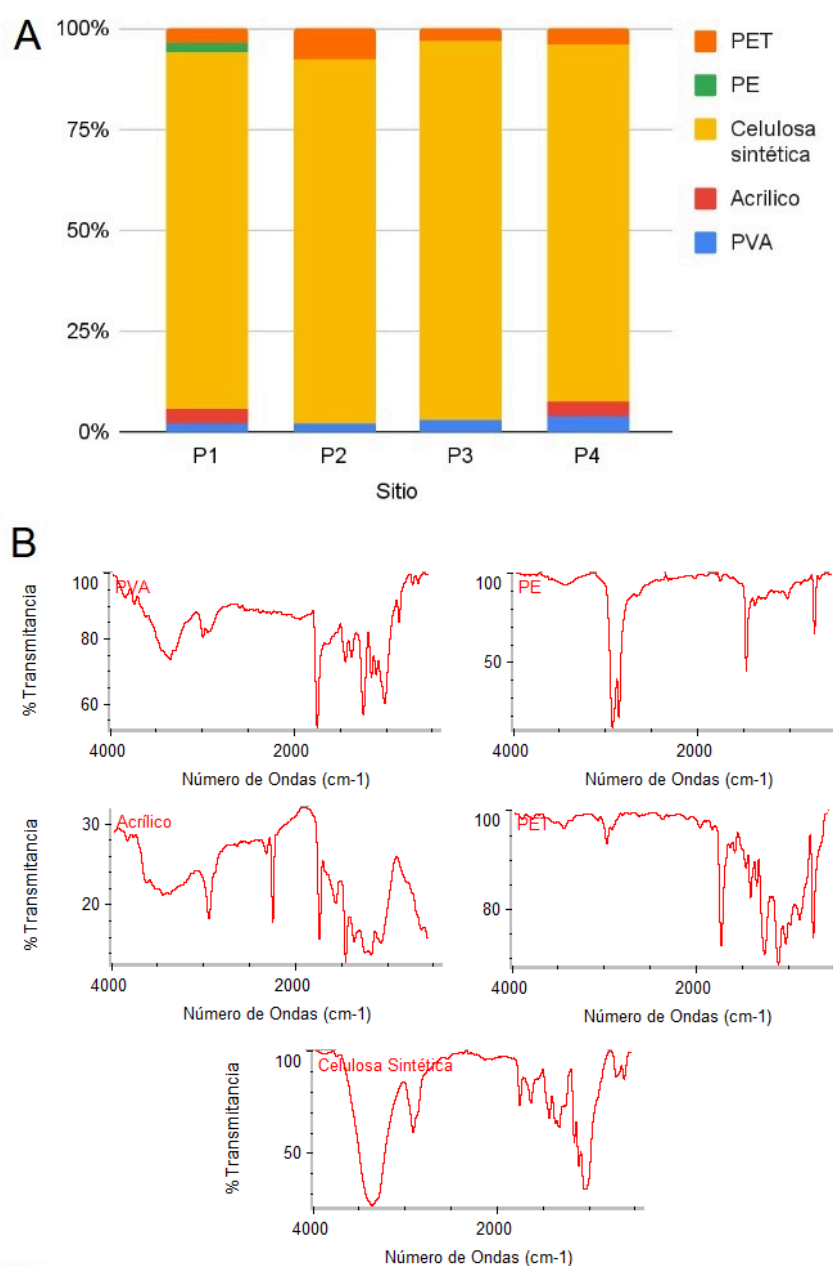


Figura 21. Porcentaje de los polímeros encontrados, para cada sitio: tereftalato de polietileno (PET), polietileno (PE), celulosa sintética, acrílico y acetato de polivinilo (PVA) (A) y los espectros correspondientes a los polímeros encontrados (B).





4. Discusión

En este trabajo se evaluó el consumo de microplásticos por parte de la comunidad de peces y una especie de mejillón en el Río Negro (Uruguay) entre las represas de Rincón del Bonete y Baygorria, considerando el tamaño de los organismos, los tipos de alimentación y los grupos tróficos. Se constató el consumo de MPs en todos los sitios de muestreo, en 35 de 36 especies de peces y en los cinco grupos tróficos analizados, así como en el mejillón dorado en los tres sitios estudiados. El consumo generalizado a lo largo de la comunidad de peces y la frecuencia de ocurrencia observada en este trabajo es coincidente con análisis previos de MPs en contenidos estomacales a nivel de la comunidad de peces en arroyos de Uruguay (Vidal et al., 2021) y en el Río de la Plata (Pazos et al., 2020). Este estudio reporta por primera vez información sobre consumo de MPs para un total de 27 especies de peces (Tabla Anexo 1).

En este trabajo, se encontró que los peces más grandes (mayor biomasa) tienen mayor cantidad de MPs que los peces más pequeños, sin embargo, tienen menor cantidad de MPs por gramo que aquellos más pequeños, relaciones que se mantuvieron para todos los grupos tróficos y especies. Estos resultados son coincidentes con los reportados previamente en pequeños arroyos ganaderos y urbanos de Uruguay (Vidal et al., 2022). Estos hallazgos, indicarían que los individuos de menor tamaño independiente de su especie o grupo trófico estarían más expuestos (en relación a su biomasa) a los riesgos asociados a la ingesta de plástico (Menezes et al., 2024), como puede ser el transporte de contaminantes y sus efectos ecotoxicológicos (Bour et al., 2020). Debido a variantes alométricas que pueden surgir entre las diferentes especies, sería importante en el futuro también corregir por el tamaño o peso del sistema digestivo.

Otra variable relevante asociada al consumo de MPs fueron los grupos tróficos, siendo los Piscívoros los que presentaron una abundancia de MPs significativamente mayor que los otros grupos tróficos. Estos resultados son consistentes con que los piscívoros suelen presentar una mayor incidencia de MPs en su dieta, debido a fenómenos de bioacumulación y biomagnificación (Wooton et al., 2021; García et al., 2020; Justino et al., 2021). Aún así no todos los autores están de acuerdo con que ocurra biomagnificación para todo el rango de tamaño de los MPs, y se sugiere que podría considerarse biomagnificación únicamente si hablamos de nanoplasticos, debido a que estos logran translocarse a otros tejidos del individuo (Miller et al., 2020). En este sentido, sería más correcto hablar de transferencias tróficas y de bioacumulación más que de biomagnificación (Krause et al., 2020). Experimentalmente se podría evaluar la transferencia desde pequeños peces a piscívoros, utilizando diferentes combinaciones de peces, presas y colores de MPs para evaluar procedencia y transferencia.

El segundo grupo trófico con mayor ingesta de MPs por individuo fue el de los Detritívoros. Esto coincide con la hipótesis de que estos organismos pueden ingerir grandes cantidades de MPs, particularmente de microfibras, debido al potencial que tienen los sedimentos de actuar como sumidero de estas partículas (Justino et al., 2021). Podemos considerar entonces que nuestra primera hipótesis se cumple, ya que los Piscívoros y Detritívoros fueron los peces que presentaron la mayor ingesta neta de MPs. Sin embargo, cabe resaltar que estos dos grupos tróficos fueron los de mayores tamaños tanto para peso como para largo, por lo que los resultados podrían estar influenciados por el tamaño. A futuro sería interesante caracterizar los MPs presentes en los sedimentos de los diferentes





puntos estudiados, para compararlos con las características y cantidades ingeridas por las diferentes especies de este grupo.

El grupo trófico que representa la mayor biomasa relativa en el río fue el de los Detritívoros, lo que resulta relevante al considerar que es el grupo con la segunda mayor ingesta de MPs por individuo. Junto con los Piscívoros, que tuvieron el mayor consumo de MPs, representaron casi dos terceras partes de la comunidad en cuanto a la biomasa. Por su parte, los Omnívoros fueron el grupo con mayor abundancia relativa siendo casi la mitad de la comunidad, aunque estuvieron entre los de menor consumo de MPs por individuo. Resulta interesante destacar que la mayor parte de los individuos de la comunidad ingieren una menor cantidad de MPs por individuo, pero la mayor biomasa de individuos en la misma comunidad, tiene una mayor cantidad de MPs por individuo.

La corrección filogenética realizada permitió utilizar las variables de interés de forma directa, confirmando que el efecto de la evolución de las especies tiene una relación débil, por lo que se pueden utilizar de manera directa para los siguientes análisis. Por otra parte, se observó que la posición trófica de los individuos y la identidad de las especies no fueron variables significativas con respecto a la ingesta media de MPs por individuo (análisis de GLM); a diferencia del Sitio, el Grupo Trófico y el Peso, estas últimas dos en interacción. Estos resultados muestran la relevancia de la variable Peso ya que tiene una interacción positiva con la ingesta de MPs por sí misma, pero también en interacción con todos los grupos tróficos. Este resultado estaría indicando que el tamaño de los individuos es un factor relevante sobre la cantidad de MPs que ingieren pero depende y varía con el grupo trófico. En parte esto es coincidente con otras evaluaciones llevadas adelante en la región, utilizando especies de peces correspondientes a diferentes grupos tróficos (García et al., 2020; da Costa et al., 2023). Sin embargo, la relación del tamaño con la ingesta de MPs dentro de los grupos tróficos se mantiene poco explorada y no se han obtenido resultados consistentes (Provencher et al., 2018; Covertón et al., 2021). Por ello es importante continuar investigando esta relación y su variación en los diferentes grupos tróficos, buscando comprender mejor si en las tramas tróficas se da solo bioacumulación y transferencia o también ocurre biomagnificación.

Al considerar los grupos tróficos de manera independiente a las demás variables analizadas, los Mesocarnívoros fueron los únicos que presentaron un consumo menor de MPs con el aumento de tamaño. Resulta relevante resaltar que este grupo es el de menor tamaño medio, tanto en peso como en largo, por lo que podríamos estar observando un efecto del rango de tallas y un patrón que sería opuesto para las especies de pequeño tamaño (i.e. de disminución de MPs con el tamaño). En este grupo se observó además una alta variabilidad en el consumo de MPs, que podría responder a que los Mesocarnívoros predan sobre una variedad de especies que poseen diferentes fuentes y estrategias de alimentación. Esta variabilidad podría depender no solo del consumo de MPs de sus presas, si no también del consumo directo al alimentarse (Roch et al., 2019; García et al., 2020; Yin et al., 2022; Böyükalan & Yerli, 2023). Los resultados obtenidos para este grupo si los comparamos con trabajos previos de la región en Invertívoros (similar a Mesocarnívoros) también han tenido los menores valores de ingesta de MPs con respecto a los demás grupos analizados en ese sistema (García et al., 2020). Lamentablemente estos autores no presentan los valores de MPs promedio por individuo, por lo que no es posible realizar una comparación directa con nuestros resultados de consumo de los Mesocarnívoros.

Investigaciones previas indican que sería posible que algunos peces de menores tallas puedan estar identificando visualmente los MPs. Algunos autores sostienen que esta capacidad les permitiría tener cierta preferencia por algunos colores al confundirlos con sus





presas y debido a esta selectividad en el consumo de MPs por parte de los peces pequeños sería menor que el de peces más grandes (Ory et al., 2017; Ríos, 2022). Sin embargo, otros autores plantean que al poder distinguirlos de sus presas podrían evitar la ingesta de los MPs (Gad & Midway 2022; Yin et al., 2022). Aún así, las capacidades de identificación visual por peces pueden ser variables, tanto por condiciones en los cursos de agua (aguas turbias o aguas claras) como por cambios inter e intraespecíficos en la expresión de genes que contribuyen a la formación y desarrollo de los sistemas visuales (Musilova et al., 2021). En nuestro caso, los resultados irían en la línea de la segunda hipótesis propuesta, ya que los peces Mesocarnívoros, nuestro grupo de menor tamaño, presentan un comportamiento de ingesta de MPs diferente al de los demás grupos analizados, e inverso en relación con el aumento en su tamaño..

En cuanto al análisis de consumo de MPs a nivel de especies, *Homodiaetus anisitsi* fue la que presentó los mayores valores por peso corporal. Esto puede estar relacionado a que esta especie suele ubicarse en la zona branquial de otros peces y alimentarse de mucosas (Bonato et al., 2018), siendo las branquias un lugar de acumulación de MPs debido a que los mismos quedan atrapados pasivamente en los filamentos branquiales (Yin et al., 2022). Sin embargo, no es posible profundizar en más conclusiones con respecto a esta especie, ya que se pudo analizar únicamente un individuo. En segundo y tercer lugar con mayor cantidad de MPs/g se encontraron *Platanichthys platana* y *Corydoras paleatus*, ambas de pequeño tamaño pero con comportamientos alimentarios muy diferentes. Mientras *P. platana* es una especie de columna de agua que consume primariamente detritos y algas (Aguiaro et al., 2003), *C. paleatus* es una especie de fondo que se alimenta de invertebrados, algas y detrito (López Cazorla et al., 2003; Fernández et al., 2012), por lo que el hábito alimentario no sería una condición relevante para la similitud que estas dos especies. En investigaciones previas los resultados de MPs/g observados en *C. paleatus* en arroyos ganaderos y urbanos de Uruguay ($0,64 \pm 0,45$, Vidal et al., 2021) fueron similares a los encontrados en este trabajo ($0,96 \pm 0,91$). En el otro extremo, las tres especies con menor relación de MPs/g, fueron *L. anus*, *H. argentinensis* y *H. aspilogaster*, tres especies de tamaño medio a grande. No se encontró en la literatura información previa sobre consumo de MPs en estas especies, por lo que no fue posible realizar una comparación.

Al evaluar el tamaño de las partículas consumidas en función del tamaño de los individuos no se encontró ninguna relación significativa. Aunque encontramos MPs de diversos tamaños, la mayoría de las mismas fueron de entre 1-2 mm, por lo que no es esperable que exista una limitación para el consumo de estas partículas en el rango de tamaños de peces estudiados. Por lo tanto esta falta de relación podría estar vinculada porque los MPs sería similar o menor al tamaño de las presas consumidas (Ory et al., 2018). Por otra parte, la identidad de las especies tuvo un efecto significativo en relación al tamaño de los MPs consumidos, independiente del tamaño de las mismas. Por lo tanto, otros factores como el posicionamiento y el tamaño de la boca, los comportamientos de alimentación o la coocurrencia con las zonas de alimentación pueden tener una importancia significativa en la selectividad de los tamaños de los MPs consumidos (Roch et al., 2020; Siddique et al., 2024).

Para los mejillones la variable que resultó significativa en cuanto al consumo de MPs fue el sitio, no habiendo una relación con el tamaño corporal de los mismos. Especialmente, en el caso de los bivalvos se observaron diferencias en el número de MPs por individuo entre los sitios, siendo el sitio P4 el que presentó el menor consumo. Los sitios P1 y P2 no presentaron diferencias y tuvieron los valores más altos. El sitio P1 se encuentra aguas abajo de la represa de Rincón del Bonete, pudiendo estar recibiendo un aporte





importante de MPs desde el lago del embalse. Particularmente los lagos pueden actuar como espejos de captación y acumulación de MPs, vinculados a la deposición atmosférica (Dris et al., 2016), a la variación en la hidrodinámica, la morfología del río, la deposición de sedimentos y los menores tiempos de residencia del agua (Dhivert et al., 2022; Guo et al., 2024). El sitio P2 aguas abajo de los centros urbanos Paso de los Toros y Centenario, es esperable que cuenten con elevados valores de MPs, existe evidencia contundente a nivel global del aporte de MPs que generan las urbanizaciones a los cursos de agua (e.g. McCormick et al., 2016; Tibbetts et al., 2018; Meijer et al., 2021). Además, resulta de interés el análisis de este sitio en el futuro debido a que actualmente también se encuentra funcionando la planta de UPM en la zona lo que podrá incrementar la llegada de MPs por diversas vías incluyendo el simple aumento de la actividad en la zona. Por otra parte, la menor presencia de MPs en los mejillones en el sitio P4, puede responder a que es el sitio que se encuentra más alejado de la represa de Rincón del Bonete (a 30 km de P1) y de los centros urbanos (10 km de P2). Apoyando a este resultado, este sitio es uno de los que presenta una menor incidencia de MPs en peces, diferenciándose significativamente de los sitios P1 y P2.

Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas con respecto al tamaño de los MPs encontrados en los mejillones de los diferentes sitios, a pesar que los mejillones analizados en P2 fueron significativamente más pequeños. Estos resultados son consistentes con la tercera hipótesis donde *L. fortunei* no estaría seleccionando los MPs consumidos. Otras variables más allá del tamaño, como la forma y características de la superficie de los MPs pueden ser determinantes para su ingesta en diferentes especies de bivalvos, y de su posterior permanencia o excreción (Ward et al., 2019). En el caso de *L. fortunei*, al igual que en otros bivalvos, es posible que los individuos separen los MPs de mayores tamaños antes de su digestión y que las mismas sean eliminadas en pseudoheces (Morton, 2015; Ward et al., 2019). Estos aspectos son relevantes de ser evaluados a nivel de experimentos bajo condiciones controladas. En este sentido, cabe resaltar que en ensayos a nivel de laboratorio se ha documentado que otras especies de bivalvos presentan una preferencia por las partículas más pequeñas (Ward et al., 2019; Moreschi et al., 2020). Sin embargo, el tamaño de los MPs utilizados en estos experimentos son menores a los considerados en este trabajo, por lo que posiblemente nuestros resultados no sean sensibles a una posible selectividad que podría estar ocurriendo para MPs más pequeños.

Especialmente, en el caso de los bivalvos se observaron diferencias en el número de MPs por individuo entre los sitios, siendo el sitio P4 el que presentó el menor consumo. Los sitios P1 y P2 no presentaron diferencias. El sitio P1 se encuentra aguas abajo de la represa de Rincón del Bonete, pudiendo estar recibiendo un aporte importante de MPs desde el lago del embalse. Particularmente los lagos pueden actuar como espejos de captación y acumulación de MPs, vinculados a la deposición atmosférica (Dris et al., 2016), a la variación en la hidrodinámica, la morfología del río, la deposición de sedimentos y los menores tiempos de residencia del agua (Dhivert et al., 2022; Guo et al., 2024). El sitio P2 aguas abajo de los centros urbanos Paso de los Toros y Centenario, es esperable que cuenten con elevados valores de MPs, existe evidencia contundente a nivel global del aporte de MPs que generan las urbanizaciones a los cursos de agua (e.g. McCormick et al., 2016; Tibbetts et al., 2018; Meijer et al., 2021). Además, resulta de interés el análisis de este sitio en el futuro debido a que actualmente también se encuentra funcionando la planta de UPM en la zona lo que podrá incrementar la llegada de MPs por diversas vías incluyendo el simple aumento de la actividad en la zona. Por otra parte, la menor presencia de MPs en los mejillones en el sitio P4, puede responder a que es el sitio que se encuentra más alejado





de la represa de Rincón del Bonete (a 30 km de P1) y de los centros urbanos (10 km de P2). Apoyando a este resultado, este sitio es uno de los que presenta una menor incidencia de MPs en peces, diferenciándose significativamente de los sitios P1 y P2.

Los mejillones a priori son organismos que no son selectivos con respecto al consumo de MPs por colores ya que no tienen estrategias visuales de alimentación, pudiendo ser su contenido de MPs un buen proxy para la variedad y proporciones de estos en la columna de agua. En este sentido, la composición de colores de los MPs consumidos por *L. fortunei* y tres especies de peces, pequeñas y pertenecientes a diferentes grupos tróficos (*Diapoma alburnus* -Mesocarnívoro-, *Briconamericus iheringii* -Omnívoro- y *Parapimelodus valenciennis* -Omnívoro-), presentaron una gran superposición, mientras que las dos especies de mayor tamaño (*Hoplias argentinensis* -Piscívoro- e *Hypostomus commersoni* -Detritívoro-) se diferenciaron claramente del bivalvo. De las especies con mayor superposición con *L. fortunei*, dos son de pequeño tamaño, y una tercera de tamaño medio (*P. valenciennis*), las tres con estrategias de alimentación diferentes, por lo que podría decirse que estas especies tampoco estarían seleccionando los MPs por su color. En cuanto a las especies de peces cuya composición de colores resultó diferente, tampoco tenemos evidencias de que estas especies puedan estar seleccionando los MPs por su color. En el caso de *H. argentinensis* es un piscívoro que se alimenta en la columna de agua y en zonas vegetadas (Fernández et al., 2012; Balboni 2021) por lo que tendría el potencial de bioacumular los MPs ingeridos por sus presas, mientras que *H. commersoni* es un detritívoro que se alimenta en el fondo del río (País 2019; Fernández et al., 2012), y no es esperable que tenga una selección visual durante su alimentación.

Por esto los resultados no respaldaron la cuarta hipótesis planteada, debido a que ni el análisis PCA de consumo por colores, ni el análisis de ingesta de tamaños de MPs se diferencian entre las especies de peces más pequeñas y *L. fortunei*. Aunque a nivel de laboratorio se ha observado cierta selectividad o rechazo a la ingesta de MPs por peces de pequeñas tallas, esto no parece cumplirse en todos los casos (Kim et al., 2019; Da Costa et al., 2023). Igualmente hay autores que sugieren que la superposición de tamaños con las presas, más allá de las diferencias en coloración, podrían hacer que los peces ingieran más o menos MPs a la hora de alimentarse, por lo que es necesario continuar investigando estos fenómenos en mayor profundidad, ahondando en el análisis detallado del tamaño de las presas y poder evaluar si existen similitudes con el tamaño de los MPs consumido (Hasegawa & Nakaoka, 2021; Yin et al., 2022). s.

Este trabajo presenta la primer evaluación de composición polimérica de micropartículas obtenidas de contenidos estomacales de peces de agua dulce de Uruguay. Se encontraron cinco compuestos diferentes, siendo los dominantes aquellos considerados como celulosa sintética o semi sintéticos. Esta categoría incluye materiales antropogénicos, mayoritariamente textiles, como el celofán, el algodón textil, lino, lana, viscosa, rayón y cáñamo. Dichos compuestos se han encontrado en ambientes naturales, incluyendo cuerpos de agua, sedimentos y biota, en muchas ocasiones en mayores proporciones que los compuestos plásticos, pero su importancia ha sido desestimada frente a estos últimos (Ladewig et al., 2015; Athey & Erdle, 2022). Sin embargo, los impactos de la acumulación de estas microfibras se mantienen poco explorados, aún cuando ya existe evidencia de que comparten la capacidad de absorción de contaminantes químicos y que incluso podrían ser mejores vectores por las características de su superficie (Ladewig et al., 2015; Gliaudelyte et al., 2024). Por otro lado, los polímeros plásticos más abundantes fueron el poliestireno (PE) y el acrílico, ambos encontrados en sistemas acuáticos de la región en altas concentraciones (Kutralam-Muniasamy et al., 2020).





5. Conclusiones

En este trabajo se logró evaluar la dieta y consumo de MPs por la comunidad de peces y el mejillón *L. fortunei* en un tramo del Río Negro, comprendido entre las represas de Rincón del Bonete y Baygorria. Se describió la ingesta de MPs en 27 especies que aún no habían sido evaluadas, suponiendo un aporte significativo para el conocimiento local y de la región. Se detectó una sola especie que no consumió MPs, de la cuál se analizó un solo individuo, por lo que es necesario evaluar más individuos, para confirmar este patrón.

Se encontró un vínculo positivo entre la ingesta de MPs por individuo y el centro urbano de Ciudad de Paso de los Toros y Centenario (sitio P2) en la comunidad de peces, y una concentración significativamente mayor en este sitio así como aguas arriba en el caso de los mejillones. A su vez, el sitio más alejado del área urbana fue el que presentó una menor incidencia de MPs en peces y bivalvos. Aún así, debido a los múltiples usos del territorio asociado al río, existe una gran variedad de fuentes tanto puntuales como difusas de MPs, por lo que es preciso continuar explorando puntos a lo largo del río, para identificar posibles sitios en los cuáles tanto factores externos como la propia hidrología del río puedan estar ocasionando acumulaciones de MPs. De esta misma manera, ampliar la distancia aguas abajo permitiría evaluar si el consumo de MPs continúa decayendo (al menos hasta llegar al lago correspondiente a la siguiente represa), lo que implicaría una mayor importancia de la urbanización como fuente puntual de MPs sobre otras fuentes que puedan existir.

Este trabajo confirma resultados previos encontrados para arroyos de Uruguay, en cuanto a la importancia del tamaño de los peces y los grupos tróficos en el consumo de MPs, así como la identidad de las especies (en el caso del tamaño), resaltando que estas relaciones fueron independientes de las relaciones filogenéticas de las especies analizadas.

Se vio una ingesta diferencial entre los grupos tróficos, particularmente de los Mesocarnívoros con respecto a los demás. Pero en los diferentes análisis realizados no se encontró evidencia de que diferentes especies de peces tengan selectividad en cuanto a los colores o tamaño de los MPs. El grupo de los Mesocarnívoros incluye una gran variedad de especies que tienen la potencialidad de utilizar diferentes espacios en la columna de agua, diferentes fuentes de alimento de diversos niveles y estas mismas con diversa incidencia en MPs, por lo que a futuro sería un grupo a considerar su exploración a nivel de especie o también de acuerdo a factores de composición física y hábitos. Adicionalmente es importante continuar indagando en estos aspectos a nivel de toda la composición de especies, ya que nos pueden ayudar a comprender de mejor manera las dinámicas de consumo de MPs se dividen en la comunidad.

En esta tesis se lograron identificar algunas especies cuya presencia a lo largo del río y consumo de MPs, como *I. labrosus*, *T. teaguei* y *O. oligolepis*, pudiendo estas ser candidatas para estudiarse a lo largo de su crecimiento, para identificar si existen variaciones en el consumo de MPs asociadas, como es conocido que se dan a nivel general de la dieta.

Por otro lado, al evaluar a los bivalvos se confirmó que no existieron diferencias significativas de filtración de MPs para individuos de diferentes tamaños. Aún así es necesario continuar explorando si existen factores que están determinando que haya una





mayor o menor ingesta por los individuos de *L. fortunei*, como puede ser la profundidad a la que se encuentran y el sustrato en el que están fijos. Además, realizar una comparación con otras especies de bivalvos nativos, en aquellos sitios en los que coexisten es necesario para identificar si existen variaciones en esta ingesta. .

No se encontraron diferencias entre el consumo de MPs de diferentes colores para peces de pequeños tamaños al compararlos con el mejillón, indicando por lo tanto que los peces no estarían realizando una selección de los MPs de acuerdo a esta característica. A futuro sería interesante lograr una evaluación que incluya el análisis de los MPs presentes en el sedimento y la columna de agua a lo largo del área de estudio, para evaluar su vínculo tanto con la comunidad de peces pero sobre todo con *L. fortunei*, debido a su gran potencial como biomonitor de MPs debido a su fidelidad de sitio.

En cuanto a los polímeros se logró identificar cinco compuestos diferentes y realizar la primera evaluación de los mismos en una comunidad a nivel nacional, la cual no existe actualmente para ningún sistema dulceacuícola en nuestro país. Aún así es necesario continuar avanzando en estos aspectos y realizar evaluaciones más abarcativas, para explorar la existencia de patrones o relaciones entre los mismos posibles puntos de ingreso diferenciales de acuerdo a la composición, y también su consumo por parte de los organismos.





BIBLIOGRAFÍA

Acharya, S., Rumi, S. S., Hu, Y., & Abidi, N. (2021). Microfibers from synthetic textiles as a major source of microplastics in the environment: A review. *Textile Research Journal*, 91(17-18), 2136-2156.

Aguiaro, T., Castelo Branco, C. W., Verani, J. R., & Caramaschi, É. P. (2003). Diet of the clupeid fish *Platanichthys platana* (Regan, 1917) in two different Brazilian coastal lagoons. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 46, 215-222.

Alfonso, M. B., Scordo, F., Epele, L. B., Isobe, A., Akmentins, M. S., Albariño, R., ... & Yacelga Villavicencio, N. C. (2024). Filling the Gap: A Comprehensive Freshwater Network to Map Microplastics across Ecological Gradients in Argentina.

Allen, S., Allen, D., Phoenix, V.R., Le Roux, G., Durántez Jiménez, P., Simonneau, A., Binet, S. & Galop, D. 2019. Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. *Nature Geoscience*, 12: 339-344.

Andrady, A. L. (2017). The plastic in microplastics: A review. *Marine pollution bulletin*, 119(1), 12-22.

Athey, S. N., Adams, J. K., Erdle, L. M., Jantunen, L. M., Helm, P. A., Finkelstein, S. A., & Diamond, M. L. (2020). The widespread environmental footprint of indigo denim microfibers from blue jeans. *Environmental Science & Technology Letters*, 7(11), 840-847.

Azambuja, F y Egeuz, R. Detección de microplásticos en almeja amarilla (*Amarilladesma mactroides*) en la costa rochense [en línea] Tesis de grado. Montevideo : Udelar. FV, 2020.

Azevedo-Santos, V. M., Brito, M. F., Manoel, P. S., Perroca, J. F., Rodrigues-Filho, J. L., Paschoal, L. R., ... & Pelicice, F. M. (2021). Plastic pollution: A focus on freshwater biodiversity. *Ambio*, 50(7), 1313-1324.

Balboni, L. (2021). Ecología poblacional de la tararira, *Hoplias argentinensis* (Rosso, González-Castro, Bogan, Cardoso, Mabragaña, Delpiani, Díaz de Astarloa, 2018) en la cuenca baja del río Salado (Doctoral dissertation, Universidad Nacional de La Plata).

Berglund, E., Fogelberg, V., Nilsson, P. A., & Hollander, J. (2019). Microplastics in a freshwater mussel (*Anodonta anatina*) in Northern Europe. *Science of the total environment*, 697, 134192.

Bhatt, V., & Chauhan, J. S. (2023). Microplastic in freshwater ecosystem: bioaccumulation, trophic transfer, and biomagnification. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(4), 9389-9400.

Borcard, D., Gillet, F., & Legendre, P. (2018). *Numerical ecology with r* (Cham: Springer International Publishing).





Bonato, K. O., Silva, P. C., & Malabarba, L. R. (2018). Unrevealing parasitic trophic interactions—A molecular approach for fluid-feeding fishes. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 6, 22.

Bour, A., Sturve, J., Höjesjö, J., & Carney Almroth, B. (2020). Microplastic vector effects: are fish at risk when exposed via the trophic chain?. *Frontiers in Environmental Science*, 8, 90.

Böyükalan, S., Yerli, S.V. (2023). Microplastic Pollution at Different Trophic Levels of Freshwater Fish in a Variety of Türkiye's Lakes and Dams. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 23(11), TRJFAS23747.

Cabansag, J. B. P., Olimberio, R. B., & Villanobos, Z. M. T. (2021). Microplastics in some fish species and their environs in Eastern Visayas, Philippines. *Marine Pollution Bulletin*, 167, 112312.

Carlin, J., Craig, C., Little, S., Donnelly, M., Fox, D., Zhai, L., & Walters, L. (2020). Microplastic accumulation in the gastrointestinal tracts in birds of prey in central Florida, USA. *Environmental Pollution*, 264, 114633.

Carpenter, E.J: & Smith, K.L. 1972. Plastics on the Sargasso Sea Surface. *Science*. 175: 1240-1241.

Castro, M., Garreta, C., & Arocena, R. (2024). Urban effluents affect the invasive bivalve *Limnoperna fortunei* (Dunker 1857) fitness in a large Pampasic river (Río Negro, Uruguay). *Environmental Monitoring and Assessment*, 196(1), 48.

Cataldo, D., O'Farrell, I., Paolucci, E., Sylvester, F., & Boltovskoy, D. (2012). Impact of the invasive golden mussel (*Limnoperna fortunei*) on phytoplankton and nutrient cycling. *Aquatic Invasions*, 7(2).

CENSO Uruguay 2011
(<https://web.archive.org/web/20131003050611/http://www.ine.gub.uy/censos2011/resultadosfinales.html>)

Chang, M. 2015. Reducing microplastics from facial exfoliating cleansers in wastewater through treatment versus consumer product decisions. *Marine pollution Bulletin*. 101: 330-333.

Chen, Y., Awasthi, A. K., Wei, F., Tan, Q., & Li, J. (2021). Single-use plastics: Production, usage, disposal, and adverse impacts. *Science of the total environment*, 752, 141772.

Cohen, J. E., Jonsson, T., & Carpenter, S. R. (2003). Ecological community description using the food web, species abundance, and body size. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 100(4), 1781-1786.

Corami, F.; Rosso, B.; Roman, M.; Picone, M.; Gambaro, A.; Barbante, C. Evidence of small microplastics (<100 µm) ingestion by Pacific oysters (*Crassostrea gigas*): A novel method of extraction, purification, and analysis using Micro-FTIR. *Mar. Pollut. Bull.* 2020, 160, 111606.





Covernton, G. A., Davies, H. L., Cox, K. D., El-Sabaawi, R., Juanes, F., Dudas, S. E., & Dower, J. F. (2021). A Bayesian analysis of the factors determining microplastics ingestion in fishes. *Journal of Hazardous Materials*, 413, 125405.

D'Costa, A. H. (2022). Microplastics in decapod crustaceans: Accumulation, toxicity and impacts, a review. *Science of the total environment*, 832, 154963.

da Costa, I. D., Costa, L. L., Cordeiro, C. A. M. M., & Zalmon, I. R. (2023). Ecological traits do not predict the uptake of microplastics by fishes in a Neotropical River. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(41), 94850-94864.

Dantas, D. V., Ribeiro, C. I., Ito, L. S., Pezzin, A. P., Silveira, V. F., Cardozo, A. L., ... & Machado, R. (2024). Influence of trophic overlaps and trophic niche amplitude on microplastic intake of fish species in shallow areas of a neotropical coastal lagoon. *Science of The Total Environment*, 927, 172235.

Dayal, L., Raj, D., Kumari, P., & Sinha, S. (2024). Abundance of Microplastics in Marine and Freshwater Ecosystem and it's Impact on Biotic and Abiotic Components. *Water, Air, & Soil Pollution*, 235(6), 1-18.

D'Avignon, G., Hsu, S. S., Gregory-Eaves, I., & Ricciardi, A. (2023). Feeding behavior and species interactions increase the bioavailability of microplastics to benthic food webs. *Science of The Total Environment*, 896, 165261.

De Falco, F., Di Pace, E., Cocca, M., & Avella, M. (2019). The contribution of washing processes of synthetic clothes to microplastic pollution. *Scientific reports*, 9(1), 6633.

De-la-Torre, G. E., Dioses-Salinas, D. C., Castro, J. M., Antay, R., Fernández, N. Y., Espinoza-Morriberón, D., & Saldaña-Serrano, M. (2020). Abundance and distribution of microplastics on sandy beaches of Lima, Peru. *Marine Pollution Bulletin*, 151, 110877.

de Vries, A. N., Govoni, D., Árnason, S. H., & Carlsson, P. (2020). Microplastic ingestion by fish: Body size, condition factor and gut fullness are not related to the amount of plastics consumed. *Marine pollution bulletin*, 151, 110827.

Dehaut, A., Cassone, A. L., Frère, L., Hermabessiere, L., Himber, C., Rinnert, E., ... & Paul-Pont, I. (2016). Microplastics in seafood: Benchmark protocol for their extraction and characterization. *Environmental pollution*, 215, 223-233.

Doucet, C. V., Labaj, A. L., & Kurek, J. (2021). Microfiber content in freshwater mussels from rural tributaries of the Saint John River, Canada. *Water, Air, & Soil Pollution*, 232, 1-12.

Dris, R., Gasperi, J., Saad, M., Mirande, C., & Tassin, B. (2016). Synthetic fibers in atmospheric fallout: a source of microplastics in the environment?. *Marine pollution bulletin*, 104(1-2), 290-293.





Duis, K. & Coors, A. 2016. Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: sources (with a specific focus on personal care products), date and effects. *Environmental Sciences Europe*. 28: 1-25.

Egbeocha, C. O., Malek, S., Emenike, C. U., & Milow, P. (2018). Feasting on microplastics: ingestion by and effects on marine organisms. *Aquatic Biology*, 27, 93-106.

Fernandes, A. N., Bertoldi, C., Lara, L. Z., Stival, J., Alves, N. M., Cabrera, P. M., & Grassi, M. T. (2022). Microplastics in Latin America ecosystems: a critical review of the current stage and research needs. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 33(04), 303-326.

Fernández, E. M., Ferriz, R. A., Bentos, C. A., & López, G. R. (2012). Dieta y ecomorfología de la ictiofauna del arroyo Manantiales, provincia de Buenos Aires, Argentina. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales*, 14(1), 1-13.

Foley, C. J., Feiner, Z. S., Malinich, T. D., & Höök, T. O. (2018). A meta-analysis of the effects of exposure to microplastics on fish and aquatic invertebrates. *Science of The Total Environment*, 631-632, 550–559. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.03.046
10.1016/j.scitotenv.2018.03.046.

Frau, D., Molina, F. R., & Mayora, G. (2016). Feeding selectivity of the invasive mussel *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) on a natural phytoplankton assemblage: what really matters?. *Limnology*, 17, 47-57.

Gad, A. K., & Midway, S. R. (2022). Relationship of microplastics to body size for two estuarine fishes. *Microplastics*, 1(1), 211-220.

Galafassi, S., Campanale, C., Massarelli, C., Uricchio, V. F., & Volta, P. (2021). Do freshwater fish eat microplastics? A review with a focus on effects on fish health and predictive traits of MPs ingestion. *Water*, 13(16), 2214.

Garcia, T.D., Cardozo, A.L.P., Quirino, B.A., Yofukuji, K.Y., Ganassin, M., dos Santos, N. & Fugi, R. 2020. Ingestion of microplastic by fish of different feeding habits in urbanized and non-urbanized streams in Southern Brazil. *Water air soil pollut, Springer*, 231: 434.

Glaudelytè, U., Persson, M., & Daukantienè, V. (2024). Impact of textile composition, structure, and treatment on microplastic release during washing: a review. *Textile Research Journal*, 00405175241260066.

González-Bergonzoni, I., Meerhoff, M., Davidson, T. A., Teixeira de Mello, F., Baattrup-Pedersen, A., & Jeppesen, E. (2012). Meta-analysis shows a consistent and strong latitudinal pattern in fish omnivory across ecosystems. *Ecosystems*, 15, 492-503.

González-Pleiter, M., Lacerot, G., Edo, C., Pablo Lozoya, J., Leganés, F., Fernández-Piñas, F., ... & Teixeira de Mello, F. (2021). A pilot study about microplastics and mesoplastics in an Antarctic glacier. *The Cryosphere*, 15(6), 2531-2539.





Guo, M., Noori, R., & Abolfathi, S. (2024). Microplastics in freshwater systems: Dynamic behaviour and transport processes. *Resources, Conservation and Recycling*, 205, 107578.

Harting, F. (2020) 'DHARMa: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models'. Available at: <http://florianhartig.github.io/DHARMa/>.

Hasegawa, T., & Nakaoka, M. (2021). Trophic transfer of microplastics from mysids to fish greatly exceeds direct ingestion from the water column. *Environmental Pollution*, 273, 116468.

Henry, B., Laitala, K., & Klepp, I. G. (2019). Microfibres from apparel and home textiles: Prospects for including microplastics in environmental sustainability assessment. *Science of the total environment*, 652, 483-494.

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.

Horie, Y., Mitsunaga, K., Yamaji, K., Hirokawa, S., Uaciquete, D., Ríos, J. M., ... & Okamura, H. (2024). Variability in microplastic color preference and intake among selected marine and freshwater fish and crustaceans. *Discover Oceans*, 1(1), 5.

Huang, D., Chen, H., Shen, M., Tao, J., Chen, S., Yin, L., ... & Li, R. (2022). Recent advances on the transport of microplastics/nanoplastics in abiotic and biotic compartments. *Journal of hazardous materials*, 438, 129515.

Hyslop, E. J. (1980). Stomach contents analysis—a review of methods and their application. *Journal of fish biology*, 17(4), 411-429.

Jâms, I. B., Windsor, F. M., Poudevigne-Durance, T., Ormerod, S. J., & Durance, I. (2020). Estimating the size distribution of plastics ingested by animals. *Nature Communications*, 11(1), 1594.

Jovanović, B. 2017. Ingestion of microplastics by fish and it's potential consequences from a physical perspective. *Integrated environmental assessment and management*. 13:3, 510-515.

Justino, A. K., Lenoble, V., Pelage, L., Ferreira, G. V., Passarone, R., Frédou, T., & Frédou, F. L. (2021). Microplastic contamination in tropical fishes: An assessment of different feeding habits. *Regional Studies in Marine Science*, 45, 101857.

Kassambara, A. (2016). Factoextra: extract and visualize the results of multivariate data analyses. R package version, 1.

Kankılıç, G. B., Koraltan, İ., Erkmen, B., Çağan, A. S., Çırak, T., Özen, M., ... & Tavşanoğlu, Ü. N. (2023). Size-selective microplastic uptake by freshwater organisms: Fish, mussel, and zooplankton. *Environmental Pollution*, 336, 122445.





Khoaele, K. K., Gbadeyan, O. J., Chunilall, V., & Sithole, B. (2023). The devastation of waste plastic on the environment and remediation processes: a Critical Review. *Sustainability*, 15(6), 5233.

Kim, S. W., Chae, Y., Kim, D., & An, Y. J. (2019). Zebrafish can recognize microplastics as inedible materials: Quantitative evidence of ingestion behavior. *Science of the Total Environment*, 649, 156-162.

Krause, S., Baranov, V., Nel, H. A., Drummond, J. D., Kukkola, A., Hoellein, T., ... & Lynch, I. (2021). Gathering at the top? Environmental controls of microplastic uptake and biomagnification in freshwater food webs. *Environmental Pollution*, 268, 115750.

Kutralam-Muniasamy, G., Pérez-Guevara, F., Elizalde-Martínez, I., & Shruti, V. C. (2020). Review of current trends, advances and analytical challenges for microplastics contamination in Latin America. *Environmental Pollution*, 267, 115463.

Ladewig, S. M., Bao, S., & Chow, A. T. (2015). Natural fibers: a missing link to chemical pollution dispersion in aquatic environments.

Lê, S., Josse, J., & Husson, F. (2008). FactoMineR: an R package for multivariate analysis. *Journal of statistical software*, 25, 1-18.

Lebreton, L. C., Van Der Zwet, J., Damsteeg, J. W., Slat, B., Andrady, A., & Reisser, J. (2017). River plastic emissions to the world's oceans. *Nature communications*, 8(1), 15611.

Lenzi, J., Burgues, M. F., Carrizo, D., Machín, E., & Teixeira de Mello, F. (2016). Plastic ingestion by a generalist seabird on the coast of Uruguay. *Marine pollution bulletin*, 107(1), 71-76.

Lima, C. D. M., Júnior, M. M., Schwamborn, S. H. L., Kessler, F., Oliveira, L. A., Ferreira, B. P., ... & Neumann-Leitão, S. (2023). Zooplankton exposure to microplastic contamination in a estuarine plume-influenced region, in Northeast Brazil. *Environmental Pollution*, 322, 121072.

Limongi, P., Lacerot, G., & Segura, A. (2019). Plastic fibers in the gastrointestinal tract content of two South Atlantic coastal fish species with different trophic habits (*Urophycis brasiliensis*, *Paralichthys brasiliensis*) in Punta del Diablo-Uruguay. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 14(1), 71-76.

Liu, J., Yang, Y., Ding, J., Zhu, B., & Gao, W. (2019). Microfibers: a preliminary discussion on their definition and sources. *Environmental Science and Pollution Research*, 26, 29497-29501.

López Cazorla, A. C., Durán, W., & Tejera, L. (2003). Alimentación de la ictiofauna del río Sauce Grande, provincia de Buenos Aires, Argentina. *Biología Acuática*.





López-Rodríguez, A., Silva, I., de Ávila-Simas, S., Stebniki, S., Bastian, R., Massaro, M. V., ... & González-Bergonzoni, I. (2019). Diets and trophic structure of fish assemblages in a large and unexplored subtropical river: The Uruguay River. *Water*, 11(7), 1374.

Loureiro Barrella, M., González-Bergonzoni, I., & Teixeira de Mello, F. (2023). Peces de agua dulce de Uruguay.

Lundberg, J. G., Sullivan, J. P., & Hardman, M. (2011). Phylogenetics of the South American catfish family Pimelodidae (Teleostei: Siluriformes) using nuclear and mitochondrial gene sequences. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, 161(1), 153-189.

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.

Macieira, R. M., Oliveira, L. A. S., Cardozo-Ferreira, G. C., Pimentel, C. R., Andrades, R., Gasparini, J. L., ... & Giarrizzo, T. (2021). Microplastic and artificial cellulose microfibers ingestion by reef fishes in the Guarapari Islands, southwestern Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*, 167, 112371.

MacLeod, M., Arp, H. P. H., Tekman, M. B., & Jahnke, A. (2021). The global threat from plastic pollution. *Science*, 373(6550), 61-65.

McNeish, R. E., Kim, L. H., Barrett, H. A., Mason, S. A., Kelly, J. J., & Hoellein, T. J. (2018). Microplastic in riverine fish is connected to species traits. *Scientific reports*, 8(1), 11639.

Meijer, L. J., Van Emmerik, T., Van Der Ent, R., Schmidt, C., & Lebreton, L. (2021). More than 1000 rivers account for 80% of global riverine plastic emissions into the ocean. *Science advances*, 7(18), eaaz5803.

Menezes, M., Teixeira de Mello, F., Ziegler, L., Wanderley, B., Gutiérrez, J. M., & Dias, J. D. (2024). Revealing the hidden threats: Genotoxic effects of microplastics on freshwater fish. *Aquatic Toxicology*, 107089.

Menekes, D., & Nowack, B. (2023). Predicting microplastic masses in river networks with high spatial resolution at country level. *Nature Water*, 1(6), 523-533.

Miller, R. Z., Watts, A. J., Winslow, B. O., Galloway, T. S., & Barrows, A. P. (2017). Mountains to the sea: river study of plastic and non-plastic microfiber pollution in the northeast USA. *Marine pollution bulletin*, 124(1), 245-251.

Miller, M. E., Hamann, M., & Kroon, F. J. (2020). Bioaccumulation and biomagnification of microplastics in marine organisms: A review and meta-analysis of current data. *PloS one*, 15(10), e0240792.

Ministerio de Vivienda y Ordenamiento Territorial (2018). Estado de situación cuenca del Río Negro.





https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/sites/ministerio-ambiente/files/2021-07/Adjunto%20II_Rio%20Negro_oct2018_RN.pdf

Mirande, J. M. (2019). Morphology, molecules and the phylogeny of Characidae (Teleostei, Characiformes). *Cladistics*, 35(3), 282-300.

Moi, D., González-Bergonzoni, I., Vidal, N., Silva, I., Gauzens, B., Romero, G., ... & de Mello, F. T. (2023). Long-term changes in multi-trophic diversity alter the functioning of river food webs. *Authorea Preprints*.

Morton, B. (2015). The biology and anatomy of *Limnoperna fortunei*, a significant freshwater bioinvader: blueprints for success. *Limnoperna fortunei: the ecology, distribution and control of a swiftly spreading invasive fouling mussel*, 3-41.

Müller, C. (2021). Not as bad as it seems? A literature review on the case of microplastic uptake in fish. *Frontiers in Marine Science*, 8, 672768.

Musilova, Z., Salzburger, W., & Cortesi, F. (2021). The visual opsin gene repertoires of teleost fishes: evolution, ecology, and function. *Annual review of cell and developmental biology*, 37(1), 441-468.

Napper, I.E., Thompson, R.C., 2016. Release of synthetic microplastic plastic fibres from domestic washing machines: effects of fabric type and washing conditions. *Mar. Pollut. Bull.* 112, 39–45. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.09.025>.

Nuruddin, N. A. H. (2022). Plastic pollution: a review. *Int. J. Bus. Technol. Manage*, 4(3), 470-486.

Olivieri, Z.; Cesarini, G.; Orsini, M.; De Santis, S.; Scalici, M. Uptake of Microplastics in the Wedge Clam *Donax trunculus*: First Evidence from the Mediterranean Sea. *Water* 2022, 14, 4095. <https://doi.org/10.3390/w142>.

Ory, N. C., Gallardo, C., Lenz, M., & Thiel, M. (2018). Capture, swallowing, and egestion of microplastics by a planktivorous juvenile fish. *Environmental pollution*, 240, 566-573.

Pais, J. Caracterización de la diversidad y rol trófico de la familia Loricariidae en el Río Uruguay. [en línea] Tesis de grado. Montevideo : Udelar. FC, 2019.

Parker, B., Andreou, D., Green, I. D., & Britton, J. R. (2021). Microplastics in freshwater fishes: Occurrence, impacts and future perspectives. *Fish and Fisheries*, 22(3), 467-488.

Park, C.H., Kang, Y.K., Im, S.S. (2004). Biodegradability of cellulose fabrics. *Journal of Applied Polymer Science* 94 (1), 248–253. <http://dx.doi.org/10.1002/app.20879>.

Pastorino, G., Darrigran, G., Lunaschi, L., & Stella, M. (1993). *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae), nuevo bivalvo invasor en aguas del Río de la Plata. *Neotrópica*, 39, 101–102.





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(1-2), 85-90.

Pazos, R. S., Spaccesi, F., & Gomez, N. (2020). First record of microplastics in the mussel *Limnoperna fortunei*. *Regional Studies in Marine Science*, 38, 101360.

Peets, P., Leito, I., Pelt, J., & Vahur, S. (2017). Identification and classification of textile fibres using ATR-FT-IR spectroscopy with chemometric methods. *Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy*, 173, 175-181.

Peets, P., Kaupmees, K., Vahur, S., & Leito, I. (2019). Reflectance FT-IR spectroscopy as a viable option for textile fiber identification. *Heritage Science*, 7(1), 1-10.

Peña, D. (2002). *Análisis de datos multivariados*. McGraw-Hill Interamericana de España ISBN: 84-481-3610-1. pp 245.

Pfeiffer, F., & Fischer, E. K. (2020). Various digestion protocols within microplastic sample processing—evaluating the resistance of different synthetic polymers and the efficiency of biogenic organic matter destruction. *Frontiers in Environmental Science*, 8, 572424.

GUB; Plan de monitoreo del río Negro. Reporte de datos de calidad de agua. Año 2022. Gub.uy. Recuperado el 19 de diciembre de 2025, de. <https://www.ambiente.gub.uy/oan/documentos/DCA-informe-R%C3%ADo-Negro-2022.pdf>

Provencher, J. F., Ammendolia, J., Rochman, C. M., & Mallory, M. L. (2019). Assessing plastic debris in aquatic food webs: what we know and don't know about uptake and trophic transfer. *Environmental Reviews*, 27(3), 304-317.

R Core Team (2024). *_R: A Language and Environment for Statistical Computing_*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <<https://www.R-project.org/>>.

Redondo-Hasselerharm, P. E., Falahudin, D., Peeters, E. T., & Koelmans, A. A. (2018). Microplastic effect thresholds for freshwater benthic macroinvertebrates. *Environmental science & technology*, 52(4), 2278-2286.

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.

Ríos, J. M., Tesitore, G., & Teixeira de Mello, F. (2022). Does color play a predominant role in the intake of microplastics fragments by freshwater fish: an experimental approach with *Psalidodon eigenmanniorum*. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(32), 49457-49464.

Rodríguez Perera, G. Detección de microplásticos en mejillón (*Mytilus edulis*) de la costa atlántica uruguaya [en línea] Tesis de grado. Montevideo : Udelar.FV, 2019.





Rodriguez, C., Silva, P., Moreira, L., Zacher, L., Fernandes, A., Bouyssou, R., ... & Fernandes, E. (2024). Trajectory, fate, and magnitude of continental microplastic loads to the inner shelf: A case study of the world's largest coastal shallow lagoon. *Science of The Total Environment*, 174791.

Roxo, F. F., Ochoa, L. E., Sabaj, M. H., Lujan, N. K., Covain, R., Silva, G. S., ... & Oliveira, C. (2019). Phylogenomic reappraisal of the Neotropical catfish family Loricariidae (Teleostei: Siluriformes) using ultraconserved elements. *Molecular phylogenetics and evolution*, 135, 148-165.

Santos, T. D., Bastian, R., Felden, J., Rauber, A. M., Reynalte-Tataje, D. A., & Teixeira Mello, F. (2020). First record of microplastics in two freshwater fish species (*Iheringthys labrosus* and *Astyanax lacustris*) from the middle section of the Uruguay River, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 32, e26.

Santana, M. F. M., Ascer, L. G., Custódio, M. R., Moreira, F. T., & Turra, A. (2016). Microplastic contamination in natural mussel beds from a Brazilian urbanized coastal region: Rapid evaluation through bioassessment. *Marine Pollution Bulletin*, 106(1-2), 183-189.

Savoca, S., Matanović, K., D'Angelo, G., Vetri, V., Anselmo, S., Bottari, T., ... & Gjurčević, E. (2021). Ingestion of plastic and non-plastic microfibers by farmed gilthead sea bream (*Sparus aurata*) and common carp (*Cyprinus carpio*) at different life stages. *Science of the total environment*, 782, 146851.

Serra, Wilson & Bessonart, José & Teixeira de Mello, Franco & Duarte, Alejandro & Malabarba, Luiz & Loureiro, Marcelo. (2014). *Peces del Río Negro*.

Siddique, M. A. M., Shazada, N. E., Ritu, J. A., Turjo, K. E. Z., & Das, K. (2024). Does the mouth size influence microplastic ingestion in fishes?. *Marine Pollution Bulletin*, 198, 115861.

Solari, A. B. (1978). La riqueza hidrográfica de la República Oriental del Uruguay. *Revista Geográfica*, (88), 221-228.

Stachak, G., Ferreira-Jr, A. L., Silva, A. C. M., Girard, P., Callil, C. T., & Christo, S. W. (2021). Bivalves with potential for monitoring microplastics in South America. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 4, 100119.

Stokal, M., Vriend, P., Bak, M. P., Kroeze, C., van Wijnen, J., & van Emmerik, T. (2023). River export of macro-and microplastics to seas by sources worldwide. *Nature Communications*, 14(1), 4842.

Teixeira de Mello F, Lucas C, Inda H, Ríos M, González–Bergonzoni I. Chapter 15: Uruguay River. 2024 Book RIVERS OF SOUTH AMERICA. Editors Graça M, M, Callisto M, Teixeira de Mello F, & Rodríguez-Olarte D. Editorial Elsevier. En prensa





Terán, G. E., Benitez, M. F., & Mirande, J. M. (2020). Opening the Trojan horse: phylogeny of *Astyanax*, two new genera and resurrection of *Psalidodon* (Teleostei: Characidae). *Zoological Journal of the Linnean Society*, 190(4), 1217-1234.

Valencia-Velasco, F., Guabloche-Zuñiga, A., Alvarino, L., & Iannacone, J. (2020). Estandarización de un protocolo para evaluar microplásticos en bivalvos marinos en el departamento de Lima, Perú.

Van Emmerik, T., Mellink, Y., Hauk, R., Waldschläger, K., & Schreyers, L. (2022). Rivers as plastic reservoirs. *Frontiers in Water*, 3, 786936.

Van Cauwenberghe, L., Janssen, C.R., 2014. Microplastics in bivalves cultured for human consumption. *Environ. Pollut.* 193, 65e70.

Vidal Coronel, C. Incidencia del uso del suelo sobre el consumo de microplásticos por parte de la comunidad de peces en arroyos de Uruguay [en línea] Tesis de grado. Montevideo : Udelar. FC. 2020

Vidal, C.; Lozoya, J.P.; Tesitore, G.; Goyenola, G.; Teixeira de Mello, F. Incidence of Watershed Land Use on the Consumption of Meso and Microplastics by Fish Communities in Uruguayan Lowland Streams. *Water* 2021, 13, 1575. <https://doi.org/10.3390/w13111575>

Villanova-Solano, C., Díaz-Peña, F. J., Hernández-Sánchez, C., González-Sálamo, J., González-Pleiter, M., Vega-Moreno, D., ... & Hernández-Borges, J. (2022). Microplastic pollution in sublittoral coastal sediments of a North Atlantic island: The case of La Palma (Canary Islands, Spain). *Chemosphere*, 288, 132530.

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. doi: 10.3791/55161.

von Moos, N., Burkhardt-Holm, P., Kohler, A., 2012. Uptake and ϵ effects of microplastics on cells and tissue of the Blue mussel *Mytilus edulis* L. after an experimental exposure. *Environ. Sci. Technol.* 46, 11327e11335.

Wagenmakers, E. J., & Farrell, S. (2004). AIC model selection using Akaike weights. *Psychonomic bulletin & review*, 11, 192-196.

Wagner, M. & Lambert, S. (Ed). 2018. Freshwater microplastics, emerging environmental contaminants?. *The Handbook of environmental chemistry*, volume 58. Springer Open.

Wagner, M., Scherer, C., Alvarez-Muñoz, D., Breinholt, N., Bourrain, X., Buchinger, S., Fries, E., Grosbois, C., Klasmeier, J., Marti, T., Rodriguez-Mozaz, S., Urbatzka, R., Vethaak, A.D., Wang, C., Song, J., Nunes, L. M., Zhao, H., Wang, P., Liang, Z., ... & Xing, B. (2024). Global microplastic fiber pollution from domestic laundry. *Journal of Hazardous Materials*, 135290.

Wang, L., Zhang, Y., & Feng, J. (2005). On the Euclidean distance of images. *IEEE transactions on pattern analysis and machine intelligence*, 27(8), 1334-1339.





Ward, J. E., Rosa, M., & Shumway, S. E. (2019). Capture, ingestion, and egestion of microplastics by suspension-feeding bivalves: a 40-year history. *Anthropocene Coasts*, 2(1), 39-49.

Weber, A., Jeckel, N., Weil, C., Umbach, S., Brennholt, N., Reifferscheid, G., & Wagner, M. (2021). Ingestion and toxicity of polystyrene microplastics in freshwater bivalves. *Environmental toxicology and chemistry*, 40(8), 2247-2260.

Windsor, F. M., Tilley, R. M., Tyler, C. R., & Ormerod, S. J. (2019). Microplastic ingestion by riverine macroinvertebrates. *Science of the total environment*, 646, 68-74.

Winther-Nielsen, M. & Reifferscheid, G. 2014. Microplastics in freshwater ecosystems: what we know and what we need to know. *Environmental Sciences Europe*. 26: 12.

Wootton, N., Reis-Santos, P., & Gillanders, B. M. (2021). Microplastic in fish—a global synthesis. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 1-19.

Yin, X., Wu, J., Liu, Y., Chen, X., Xie, C., Liang, Y., ... & Jiang, Z. (2022). Accumulation of microplastics in fish guts and gills from a large natural lake: selective or non-selective?. *Environmental Pollution*, 309, 119785.

Zang, H., Zhou, J., Marshall, M. R., Chadwick, D. R., Wen, Y., & Jones, D. L. (2020). Microplastics in the agroecosystem: Are they an emerging threat to the plant-soil system? *Soil Biology and Biochemistry*, 107926. doi:10.1016/j.soilbio.2020.107926.

Zhang, J., Xu, M., & Yang, Y. (2024). Assessing the effects of environmental factors on filtration rate of golden mussel (*Limnoperna fortunei*). *Ecological Indicators*, 158, 111544.

Zheng, K., Fan, Y., Zhu, Z., Chen, G., Tang, C., & Peng, X. (2019). Occurrence and species-specific distribution of plastic debris in wild freshwater fish from the Pearl River catchment, China. *Environmental toxicology and chemistry*, 38(7), 1504-1513.



ANEXO

Tabla Anexo 1. Especies analizadas, su peso promedio, microplásticos promedio por individuo (MPs/ind) y microplásticos por peso corporal (MPs/g). Adicionalmente se destacan en negrita las especies para las cuáles se realizó análisis polimérico de las partículas, y en verde las especies para las que se hace el primer registro en el territorio de consumo de MPs. Los papers usados fueron Pazos (et al., 2017), García (et al., 2020), Santos (et al., 2020) y Vidal (et al., 2021)

Especie	Peso promedio	MPs/ind	MPs/g
<i>Apareiodon affinis</i>	35,96	4,000	0,1330
<i>Brochiloricaria chauliodon</i>	275,5	3,000	0,0138
<i>Bryconamericus iheringii</i>	4,138	3,500	0,7147
<i>Charax stenopterus</i>	15,99	3,000	0,1813
<i>Cheirodon ibicuihensis</i>	1,400	0,000	0,000
<i>Corydoras paleatus</i>	5,003	4,947	0,9629
<i>Cyphocharax spilatus</i>	10,33	2,500	0,1619
<i>Cyphocharax voga</i>	140,7	1,879	0,0138
<i>Diapoma alburnus</i>	3,313	2,813	0,9420
<i>Eigenmannia virescens</i>	18,19	1,857	0,1005
<i>Gymnogeophagus tirapare</i>	12,20	4,000	0,3279
<i>Homodiaetus anisitsi</i>	1,000	8,000	8,000
<i>Hoplias argentinensis</i>	1045	6,000	0,0062
<i>Hoplias lacerdae</i>	710,0	4,667	0,0095
<i>Hypostomus aspilogaster</i>	1552	11,00	0,0068
<i>Hypostomus commersoni</i>	919,3	11,93	0,0154
<i>Hypostomus isbrueckeri</i>	1060	17,50	0,0164
<i>Hypostomus roseopunctatus</i>	362,2	14,50	0,0296
<i>Iheringichthys labrosus</i>	32,19	2,031	0,0725
<i>Loricariichthys anus</i>	387,0	2,000	0,0050
<i>Loricariichthys melanocheilus</i>	16,51	2,333	0,8945
<i>Oligosarcus Jenynsii</i>	34,19	3,846	0,1220
<i>Oligosarcus oligolepis</i>	56,72	3,375	0,0698
<i>Pachyurus bonariensis</i>	57,55	2,167	0,1062
<i>Paraloricaria vetula</i>	456,2	3,308	0,0071
<i>Parapimelodus valenciennis</i>	17,74	2,966	0,2094
<i>Pimelodella australis</i>	7,100	2,500	0,3201
<i>Pimelodella gracilis</i>	10,61	2,857	0,2825
<i>Pimelodus maculatus</i>	870,3	2,250	0,0078
<i>Platanichthys platana</i>	0,8000	2,000	2,500
<i>Psalidodon disensus</i>	7,533	3,500	0,4161
<i>Psalidodon eigenmanniorum</i>	15,61	2,800	0,3005
<i>Psalidodon rutilus</i>	23,50	2,000	0,0937
<i>Rhinelepis strigosa</i>	1531	19,29	0,0106
<i>Trachelyopterus lucenai</i>	106,9	10,00	0,0936
<i>Trachelyopterus teaguei</i>	78,79	2,231	0,0414



Tabla Anexo 2. Lista de especies analizadas para contenido estomacal, cada columna corresponde a una fecha de muestreo, y se especifica la cantidad de individuos analizados. En negro se destacan aquellas especies cuyo análisis fue complementado con información bibliográfica.

Especie	Octubre 2021	Abril 2022
<i>Apareiodon affinis</i>	-	8
<i>Brochiloricaria chauliodon</i>	-	2
<i>Bryconamericus iheringii</i>	12	15
<i>Cheirodon interruptus</i>	-	5
<i>Charax stenopterus</i>	-	23
<i>Cheirodon ibicuihensis</i>	-	8
<i>Corydoras paleatus</i>	9	10
<i>Cyphocharax voga</i>	30	-
<i>Diapoma alburnus</i>	11	25
<i>Eigenmannia virescens</i>	-	5
<i>Heterocheirodon yatai</i>	-	2
<i>Hypostomus commersoni</i>	5	-
<i>Hypostomus aspilogaster</i>	3	-
<i>Hypostomus isbrueckeri</i>	2	-
<i>Hypostomus roseopunctatus</i>	2	-
<i>Iheringichthys labrosus</i>	49	32
<i>Loricariichthys anus</i>	4	-
<i>Loricharichthys melanocheilus</i>	10	-
<i>Oligosarcus jenynsi</i>	9	19
<i>Oligosarcus oliqolepis</i>	15	8
<i>Pachyurus bonariensis</i>	3	28
<i>Paraloricaria vetula</i>	5	5
<i>Parapimelodus valenciennis</i>	21	6
<i>Pimelodella gracilis</i>	-	5
<i>Platanichthys platana</i>	-	10
<i>Psalidodon dissensus</i>	-	7
<i>Psalidodon eigenmanniorum</i>	-	8
<i>Psalidodon rutilus</i>	16	24
<i>Rhinelepis strigosa</i>	6	-
<i>Trachelyopterus teaguei</i>	25	23
<i>Trachelyopterus lucenai</i>	-	3

Tabla Anexo 3. Categorías de alimentación para los Grupos Tróficos. Se muestra la abundancia relativa calculada para cada uno.

Categorías	Detritívoro	Herbívoro	Mesocarnívoro	Omnívoro	Piscívoro
Artrópodo Acuático	0,003	0,062	0,359	0,108	0,066
Macrófita	0,004	0,263	0,012	0,034	0,003
Detrito	0,970	0,027	0,059	0,608	0
Pez y restos	0,005	0	0,109	0,010	0,882
Molusco	0	0	0,128	0,052	0
Algas	0,011	0,501	0,006	0,124	0,001
Artrópodo terrestre	0,007	0,014	0,257	0,015	0,048
Vegetal terrestre	0	0,133	0,069	0,049	0
Vegetal terrestre	0	0,133	0,069	0,049	0
Vertebrado terrestre	0	0	0,001	0	0





Tabla Anexo 4. Por grupo trófico se muestra la cantidad de individuos analizados, el peso y el largo promedio de los mismos.

Grupo Trófico	Analizados	Peso promedio (g)	Largo promedio (cm)
Detritívoro	208	432,4 ± 608,8	22,2 ± 12,4
Herbívoro	18	19,7 ± 14,6	15,0 ± 7,1
Mesocarnívoro	212	75,8 ± 265,8	12,6 ± 6,3
Omnívoro	513	70,4 ± 143,0	13,7 ± 9,7
Piscívoro	124	117,6 ± 273,3	15,8 ± 6,9

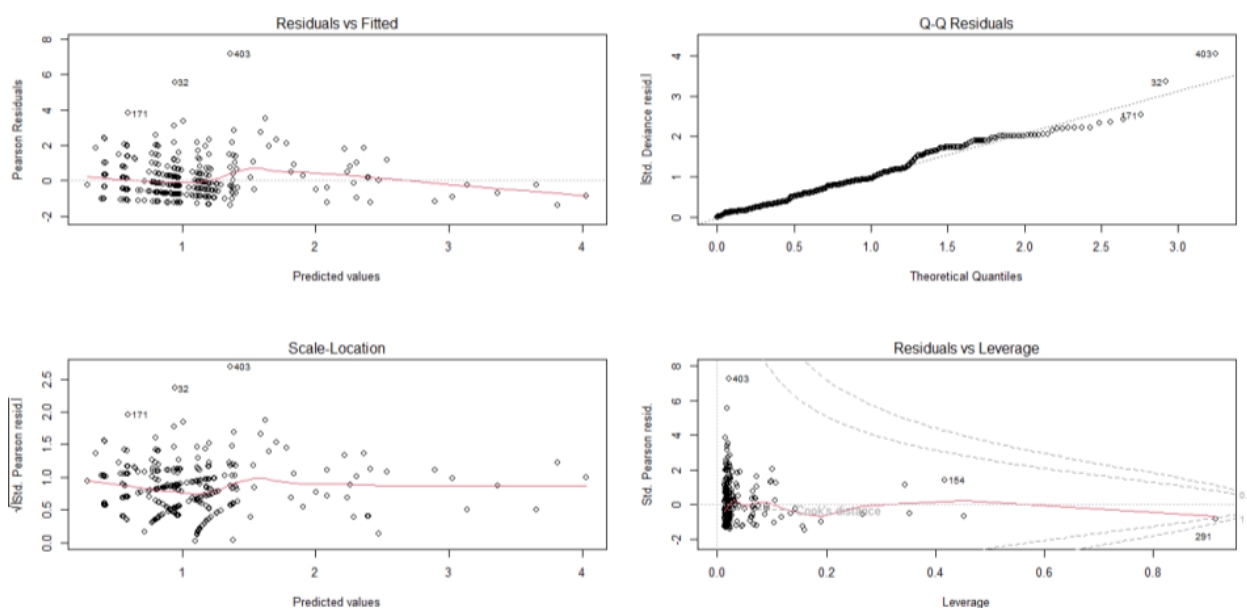


Figura Anexo 1. Residuales correspondientes al modelo lineal generalizado 1, de la comunidad de peces. Se muestran los residuos versus el ajuste (sup. izq.), el QQ plot para ver la normalidad de los residuos (sup. der.), los residuales escalados para ver homocedasticidad (inf. izq) y los residuales y su peso (inf. der.).



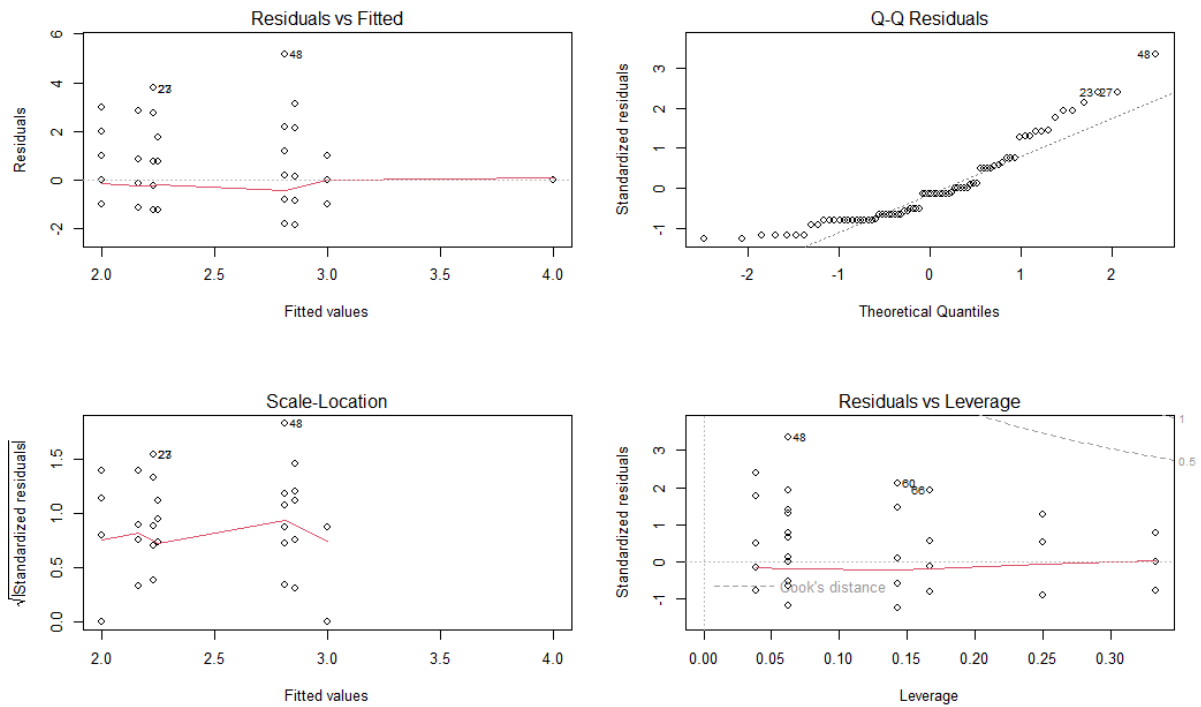


Figura Anexo 2. Residuales correspondientes al modelo lineal 1, con Mesocarnívoros. Se muestran los residuos versus el ajuste (sup. izq.), el QQ plot para ver la normalidad de los residuos (sup. der.), los residuos escalados para ver homocedasticidad (inf. izq) y los residuos y su peso (inf. der.).

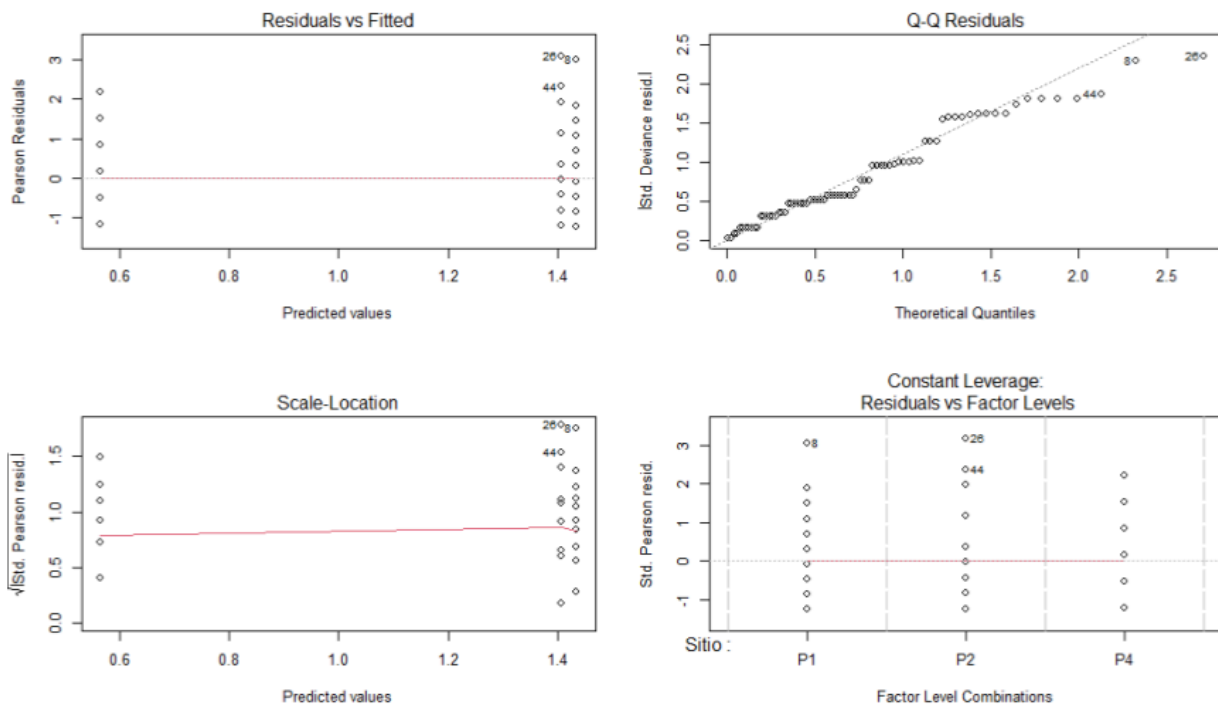


Figura Anexo 3. Residuales correspondientes al modelo lineal generalizado 2, en relación a *L.fortunei* y su consumo de MPs por sitio. Se muestran los residuos versus el ajuste (sup. izq.), el QQ plot para ver la normalidad de los residuos (sup. der.), los residuos escalados para ver homocedasticidad (inf. izq) y los residuos y su peso (inf. der.).



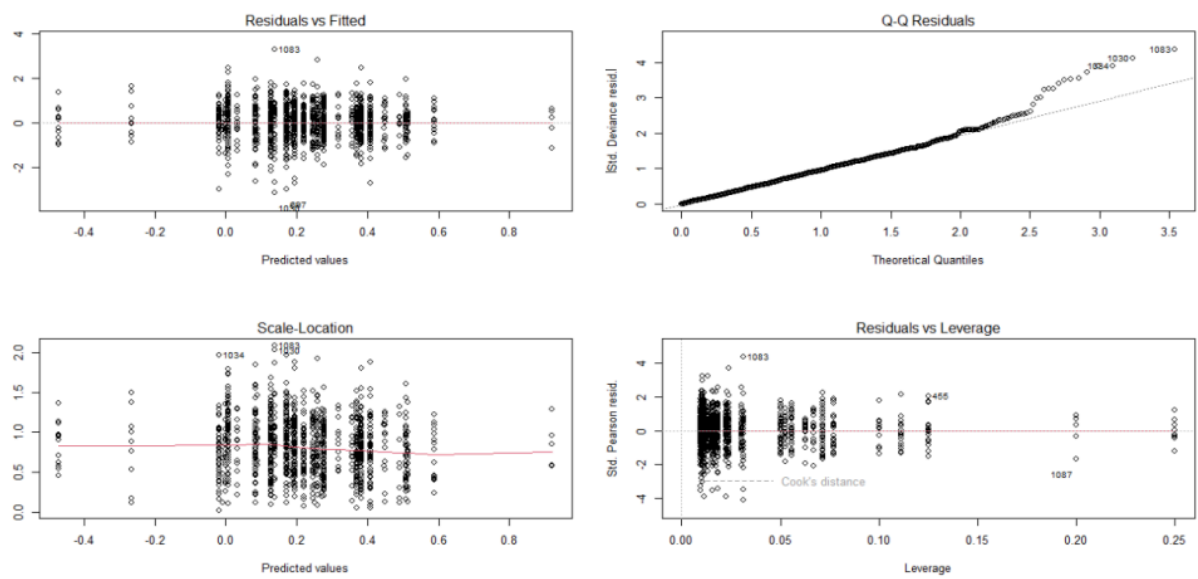


Figura Anexo 4. Residuales correspondientes al modelo lineal generalizado 3, de tamaño de partícula consumido por especie. Se muestran los residuos versus el ajuste (sup. izq.), el QQ plot para ver la normalidad de los residuales (sup. der.), los residuales escalados para ver homocedasticidad (inf. izq) y los residuales y su peso (inf. der.).





Figura Anexo 5. Proporción de colores correspondientes a los MPs consumidos por cinco especies de peces y el mejillón *Limnoperna fortunei*.

