Universidad Nacional del Sur

Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia

ANÁLISIS DE MICROPLÁSTICOS EN *Peisos petrunkevitchi* Y JUVENILES DE *Cynoscion guatucupa* EN EL ESTUARIO DE BAHÍA BLANCA

Alumna: Pell, María Victoria

Directora: Fernández Severini, Melisa

Bahía Blanca 2025

Fecha de defensa oral: 14/02/2025

Universidad Nacional del Sur

Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia

ANÁLISIS DE MICROPLÁSTICOS EN *Peisos petrunkevitchi* Y JUVENILES DE *Cynoscion guatucupa* EN EL ESTUARIO DE BAHÍA BLANCA

Tesis para optar al grado de Licenciado en Ciencias Biológicas

Firma del Alumno/a

Firma del Director/a

Universidad Nacional del Sur

Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia

ANALYSIS OF MICROPLASTICS IN *Peisos petrunkevitchi* AND JUVENILE OF *Cynoscion guatucupa* IN THE BAHÍA BLANCA ESTUARY

Bachelor´s Thesis in Biological Sciences

AGRADECIMIENTOS

A la Dra. Melisa Fernández Severini por permitirme desarrollar este trabajo, proporcionándome sus conocimientos y experiencias. Por la confianza y paciencia ofrecida, así como la ayuda constante, buena predisposición y asistencia.

A la Dra. Natalia Buzzi por su orientación, dedicación y valiosos aportes durante este trabajo.

A la Dra. Natalia Stefanazzi, docente consejera, por su apoyo y acompañamiento brindado.

Al Instituto Argentino de Oceanografía (IADO-CONICET/UNS), por facilitar la realización de esta tesina, y brindarme tanto las instalaciones como el equipamiento necesario.

A los Tesistas del IADO-CONICET/UNS, por el acompañamiento y apoyo continuo.

A Germán Prieto, del Grupo de Tribología de la Universidad Nacional del Sur y del Instituto de Física del Sur (IFISUR-UNS/CONICET), por prestarnos su tiempo y ayuda con las muestras analizadas.

Al Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia, por su disposición para solucionar cualquier problema.

A mi familia, por su respaldo, cariño y aliento que siempre me ofrecieron, y a los que están a la distancia, por su apoyo incondicional.

A mis amigos, del colegio, la universidad y del deporte, por estar siempre presentes en todo momento, por su confianza, constante motivación y aliento. Gracias por ser una parte tan importante en este proceso.

A mis ahijados, por hacer este año aún más hermoso.

RESUMEN

La presente tesis de grado de licenciatura comprende el estudio integral del contenido de microplásticos (MPs) en el camarón blanco (*Peisos petrunkevitchi*) y en juveniles de pescadilla de red (*Cynoscion guatucupa*) en el estuario de Bahía Blanca (EBB). De esta manera, el objetivo del trabajo consistió en detectar la presencia de MPs, y así poder cuantificarlos, clasificarlos y caracterizar su composición polimérica. Además, se evaluó si la presencia de MPs afecta el estado de salud de los organismos mediante el factor de condición (K). Se realizaron 7 campañas llevadas a cabo entre los meses de abril del 2013 y marzo, abril y mayo del 2014. Específicamente las muestras fueron recolectadas en el área media del estuario cerca de la zona de "El Embudo" (EE) y en el área interior del estuario a la altura de Puerto Galván (PG).

Los resultados mostraron la presencia de MPs en ambas especies, siendo las fibras el tipo predominante. Los colores más comunes en *P. petrunkevitchi* fueron azul y transparente, mientras que en *C. guatucupa* se registraron mayormente fibras transparentes en 2013 y azules en 2014. La mayoría de las fibras encontradas tenían tamaños entre 1 y 5 mm. Por otro lado, se realizaron Análisis de Varianza (ANOVA) y de correlación para cada especie estudiada. Estos análisis únicamente detectaron una correlación positiva entre el peso y la longitud en ambas especies, aunque no se encontraron relaciones significativas entre la cantidad de MPs y factores como el mes y la ubicación de muestreo *en P. petrunkevitchi*. En el caso de *C. guatucupa*, el ANOVA reveló diferencias estadísticamente significativas ($p<0,01$) entre los años de muestreo en cuanto a la cantidad de microplásticos en pescadilla. Además, se calculó el factor de condición (K), evidenciando diferencias significativas en *P. petrunkevitchi* según el mes y en *C. guatucupa* entre años, indicando variaciones temporales en su salud.

A través del análisis SEM-EDX (Scanning Electron Microscopy - Energy Dispersive X-ray spectroscopy), se identificaron elementos como C y O en la superficie de los MPs, con trazas de Ti, Cl y Al, lo cual sugiere su posible origen sintético. Los análisis por FTIR permitieron identificar polímeros como poliamidas, poliéster y poliacrílicos en las fibras, y polietileno en fragmentos, confirmando la composición plástica de estas partículas.

Del análisis de los resultados obtenidos se puede inferir de que la presencia generalizada de fibras podría estar relacionada con las intensas actividades portuarias en el área, como el uso de cuerdas para el amarre de barcos y redes de pesca, así como de los efluentes domésticos e industriales. Estos hallazgos subrayan la importancia de monitorear las actividades humanas en las áreas costeras, especialmente aquellas vinculadas al transporte marítimo y la pesca, como contribuyentes significativos a la contaminación por MPs. Este trabajo no solo aporta información relevante sobre la distribución de MPs en ambientes estuarinos, sino que también contribuye a la comprensión de sus posibles efectos

biológicos en las especies que habitan estos ecosistemas, destacando la necesidad de implementar medidas de gestión ambiental para mitigar su impacto.

Palabras claves: camarón blanco; pescadilla de red; contaminación; polímeros

ABSTRACT

The current dissertation encompasses the comprehensive study of the microplastic content (MPs) in adults white-leg shrimps (*Peisos petrunkevitchi*) and juvenile weakfish (*Cynoscion guatucupa*) in Bahía Blanca's estuary (BBE). Thus, the aim of this work was to detect the presence of MPs, so as to be able to quantify and classify them, as well as characterizing their polymer composition. Moreover, whether the presence of MPs affects the health of these living organisms was analyzed through the condition factor (K). Seven campaigns were carried out between the months of April 2013, and March, April and May 2014. The samples were taken in the middle/midline area of the estuary, near the "El Embudo" area and the inner area on the same latitude as Puerto Galván (PG).

The results showed the presence of MPs in both species, being fibers the predominant type. The most common colours in *P. petrunkevitchi* were blue and transparent, while in the case of *C. guatucupa* the majority of fibers were transparent in 2013 and blue in 2014. Most of the fibers found were between 1 and 5mm. Additionally, variance analysis (ANOVA) and correlation were conducted for each species studied. These tests only showed a positive correlation between the weight and length in both species, though no significant relationships were found between the quantity of MPs and other factors, like the months and area of sampling in *P. petrunkevitchi*. In the case of *C. guatucupa*, the ANOVA test showed significant statistical differences ($p<0,01$) in the quantity of microplastics in the weakfish, depending on the year in which sampling took place. Furthermore, the condition factor (K) was calculated, which showed significant differences in *P. petrunkevitchi* from month to month, as well as in *C. guatucupa* according to the year, which as a result shows temporal variations in their health.

Through the SEM-EDX analysis (Scanning Electron Microscopy - Energy Dispersive X-ray spectroscopy), elements such as C and O were identified on the surface of the MPs, with traces of Ti, Cl y Al, which suggests a possible synthetic origin of the MPs. The analysis through FTIR allowed us to identify the polymers as polyamides, polyester and polyacrylics in the case of fibers, and polyethylene in that of fragments, confirming the plastic composition of these particles.

Through the analysis of the results found, it can be inferred that the generalized presence of fibers may be related to the intense port activity within the area, such as the use of ropes in fishing nets and for mooring boats, as well as domestic and industrial effluents. These findings highlight the importance of monitoring human activity in seaside coastal areas, especially those connected to the shipping industry and fishing industry, which can be significant contributors to MPs pollution. This research does not only provide relevant information regarding the MPs distribution in estuarine environments, but also contributes to the understanding of possible biologic effects on the species that inhabit these ecosystems, emphasizing the need of implementing environmental management measures to reduce their impact.

Keywords: white-leg shrimps; weakfish; pollution; polymers

ÍNDICE DE CONTENIDOS

1- INTRODUCCIÓN…….. 9
2- MATERIALES Y MÉTODOS ……. 16

2.1. Área de estudio y muestreo …….. 16

2.2. Parámetros físico-químicos…….19

2.3. Organismos analizados……19

a. *Peisos petrunkevitchi* …… 19

b. *Cynoscion guatucupa* ……20

2.4. Trabajo de laboratorio…….21

a. Digestión …….....21

b. Filtración de las muestras …… 22

c. Observación de los microplásticos (MPs) …… 23

d. Caracterización de MPs …… 23

2.5. Factor de condición ……23

2.6. Análisis estadístico …… 24

3- RESULTADOS …… 25

3.1. Parámetros físico-químicos ……25

3.2. Análisis del contenido de MPs ……...25

a. *Peisos petrunkevitchi* ……... 26

b. *Cynoscion guatucupa* …….. 28

3.3. Caracterización de MPs …… 30

a. SEM-EDX ……..... 30

b. FTIR …… 33

3.4. Medidas morfométricas ……. 34

a. Relación entre peso y longitud en *P. petrunkevitchi* y *C. guatucupa* …… 35

3.5. Factor de condición …… 36

4- DISCUSIÓN …… 37

4.1. Parámetros fisicoquímicos …… 37

4.2. Cuantificación y clasificación de los MPs …… 37

a. *Peisos petrunkevitchi* …… 37

b. *Cynoscion guatucupa* …… 40

4.3. Caracterización de los MPs …….. 43

a. SEM/EDX ……..43

b. FTIR…….. 45

4.4. Factor de condición ……... 46

5- CONCLUSIÓN …… 49

6- BIBLIOGRAFÍA ……... 52

7- ANEXO …… 68

1. INTRODUCCIÓN

El plástico es uno de los materiales sintéticos o semisintéticos que han revolucionado el siglo XX. Con menos de 100 años de antigüedad, los plásticos son un material relativamente moderno en comparación con los materiales tradicionales como la madera, el metal, la piedra y el vidrio, y presenta varias ventajas sobre ellos en muchas áreas de aplicación debido a su versatilidad, resiliencia, abundancia, transparencia, ligereza y bajo costo, entre otras (Andrady, 2011; Lusher et al., 2017; Shrivastava, 2018). Son polímeros derivados del petróleo o de gas combinados con otras sustancias, diferentes aditivos químicos, que potencian sus propiedades en cuanto a su textura, resistencia a la temperatura, maleabilidad, estabilidad, brillo, etc. (Thompson et al., 2009; Bilbao, 2015). Asimismo, para comprender mejor la diversidad de estos materiales, desde 2001 se reconocen seis tipos de plásticos, tomando como base la identificación propuesta por el Código Internacional de identificación de los Plásticos de SPI (Society of the Plastics Industry - EEUU): Polietileno Tereftalato (PET), Polietileno de Alta Densidad y Baja Densidad (PEAD- PEBD), Policloruro de Vinilo (PVC), Polipropileno (PP), Poliestireno (PS), y una séptima categoría denominada "otros", en donde se encuentra Poliuretano Acrílico (ABS), Poliamida (PA, incluido el nylon), etc. (Fig. 1) (Andrady y Neal, 2009; Fernández Severini et al., 2019; Cittadino et al., 2020). De esta manera, gracias a ciertas propiedades favorables, estos materiales se han convertido en elementos de gran valor para nuestra sociedad, facilitando, asegurando y mejorando nuestras vidas. Sin embargo, esto ha impulsado una creciente demanda a nivel mundial (Lusher et al., 2017; Hale et al., 2020). En todo el mundo, los plásticos se utilizan ampliamente en envases de alimentos, construcción, artículos de automóviles, dispositivos eléctricos, deportes domésticos y recreativos, agricultura, atención médica y muebles (Lusher et al., 2017; Plastics Europe, 2019).

Tipo de Plástico	Símbolo	Productos	Tiempo de fragmentación (años)*
Polietileno Tereftalato (PET)	1	Botellas de agua y refresco	500+
Polietileno de alta densidad (HPDE)	2	Botellas de champú, botellas de leche y contenedores de helado	300+
Cloruro de polivinilo (PVC)	3	Tuberías y aislante en cables	300+
Polietileno de baja densidad (LDPE)	4	Bolsas de supermercado y película para empacar alimentos	55+
Polipropileno (PP)	5	Bolsas de frituras y tapas de botellas	200+
Poliestireno (PS)	6	Cubiertos, tazas, empaque de comida para llevar	400+
Otros (Acrílico, Policarbonatos, etc.)	7	Envases alimentarios, DVD's, gafas de sol	100+

Figura 1. Siete categorías de plásticos. *Nota: el tiempo de fragmentación está sujeto al tamaño y tipo de plástico, así como a los factores ambientales a los que se expone. Tomado de Ocampo y Santa Catarina (2019).

La producción de plástico ha aumentado drásticamente en todo el mundo (Lambert et al., 2018). En 2019, se situó en 368 millones de toneladas métricas (t), de las cuales Asia fue el principal productor con el 50,1%, seguido de EE. UU. con el 18%, Europa con el 17% y Medio Oriente- África con el 7%. Los países de América Latina, principalmente México, Brasil, Argentina y Colombia, fueron responsables del 4% de la producción y fabricación de productos plásticos orientados a la industria del embalaje, específicamente, en los productos procesados que se destinan a envases rígidos y películas, y se espera que la cifra se duplique en los próximos 20 años. Es interesante mencionar que los países costeros generan unos 275 millones de t de plásticos, de los cuales entre 4,8 y 12,7 entran en el océano (Tecnología del Plástico, 2004; Jambeck et al., 2015; Plastics Europe, 2019).

Tanto las actividades marinas como las terrestres son responsables de la entrada continua de plástico a los ecosistemas marinos, lo que lo convierte en un contaminante omnipresente, como se ha notificado a nivel mundial. Las fuentes terrestres incluyen vertederos y basureros sin protección ubicados cerca de la costa o en sistemas fluviales, basura pública general en las costas, pérdidas accidentales, actividades portuarias, desbordamiento de sistemas de alcantarillado y eventos naturales extremos. La basura plástica de origen oceánico puede generarse a partir de todo tipo de embarcaciones, tanto por su construcción y mantenimiento, por pérdidas accidentales, eliminación indiscriminada o vertido ilegal, por insumos directos como la acuicultura, aparejos de pesca (redes, redes de arrastre, dragas, trampas, flotadores, señuelos, anzuelos y líneas), etc. (Allsopp et al., 2006; FAO, 2016; Siddique et al., 2023; Hassan et al., 2024). Estudios actuales estiman que el 88% de la superficie del mar está contaminada con desechos plásticos (Condor, 2020), de los cuales el 80% proviene de fuentes terrestres (Li et al., 2016). Más aún, se ha estimado que 15 t de plástico ingresan a los océanos cada año y se ha planteado la hipótesis de que estas emisiones de desechos plásticos aumentarán a alrededor de 20-53 t para 2030, llegando incluso a 90 t (Borelle et al., 2020). Así, se estima, finalmente, que para 2050 la producción aumentará a 2000 millones de toneladas métricas anuales. Esto configura una situación desastrosa para nuestros océanos (Arrigueti, 2019).

Una vez dentro del océano, estos materiales presentan una alta fragmentación debido a factores físicos como temperaturas cambiantes, radiación ultravioleta, salinidad, así como a la fuerza mecánica de las mareas, la oxidación, la hidrólisis, entre otros, lo que provoca que los plásticos se fragmenten en tamaños más pequeños que van desde partículas macroscópicas a microscópicas (Elias, 2015; Wang et al., 2017). Incluso también por acción biológica, los organismos pueden deshacer el plástico generando partículas de plásticos más pequeñas (Arrigheti, 2019). El tiempo de degradación depende principalmente del tipo de plástico utilizado, así como de los aditivos agregados durante el proceso. De esta manera, la mayoría de los plásticos nunca llegan a desaparecer por completo (Santillán, 2018).

Estas partículas plásticas se clasifican en líneas generales en meso, micro y nanoplásticos. Si bien existen algunas discrepancias en cuanto a la clasificación por tamaño, en la presente tesina serán clasificados de la siguiente manera: los mesoplásticos son piezas de entre 5 y 25 mm, los microplásticos

(MPs) son partículas menores de 5 mm en su dimensión más larga, y los nanoplásticos se definen como partículas plásticas coloidales entre 1 n y 1 µm. Cabe destacar que la definición de MPs ha sido adoptada en términos prácticos ya que considera el tamaño por debajo del cual se produce la ingestión por parte de muchas especies de la biota marina (Kershaw, 2015; Gigault et al., 2018). A su vez, los MPs se pueden clasificar según su origen en primarios y secundarios. Los MPs primarios se originan durante procesos de fabricación de productos comerciales como, por ejemplo, abrasivos empleados en la limpieza y el pulido de cascos de barcos, o incorporados a cosméticos como pastas de dientes, exfoliantes o cremas de limpieza, y los MPs secundarios son causados por la degradación de plásticos grandes, como envases, redes y sogas de pesca, telas sintéticas, etc. (Thompson, 2009; Andrady, 2011; Arrigheti, 2019). Por otro lado, los plásticos en general se pueden categorizar en gran medida por sus características físicas tales como: tamaño, forma y color. El tamaño es un factor importante, ya que la alta relación entre la superficie y el volumen les confiere un alto potencial de lixiviación y absorción de sustancias químicas (orgánicas e inorgánicas) y de patógenos (como *Arcobacter* y *Vibrio spp*.) (Harrison et al., 2014; Velzeboer et al., 2014; Lusher et al., 2020). En cuanto a la forma, las fibras/filamentos son el tipo más común de MPs que se encuentran en el agua de todo el mundo (Wang et al., 2020), existiendo además formas como fragmentos, perlas/esferas, foam/espumas, películas/láminas y pellets (Lusher et al., 2017). El color, por otro lado, se utiliza con frecuencia en artículos de un solo uso, así como en aparejos de pesca (Ory et al., 2017). En este sentido, algunos estudios que han investigado el color han encontrado que los MPs de ciertos colores o tonalidades son, en algunos casos, más fácilmente confundidos con presas por parte de los organismos planctónicos (Shaw y Day, 1994; Sacova et al., 2017).

De esta manera, en el contexto actual, los plásticos se consideran potencialmente nocivos para los organismos dependiendo del grado de exposición y la susceptibilidad del individuo (Prata et al., 2020). Los MPs dado su pequeño tamaño, son ingeridos por la fauna marina con mayor frecuencia que los plásticos de mayor tamaño. La ingesta de éstos puede causar bioacumulación y, posteriormente, biomagnificarse en la cadena trófica (Ocampo y Santa Catarina, 2019). Dado que hay gran variedad de MPs cuya densidad los mantiene flotando cerca de la superficie, estos se encuentran disponibles para un amplio rango de organismos que interaccionan o forman parte del plancton como, por ejemplo, las larvas de importantes especies de interés comercial (Cole, 2011). En este sentido, la ingestión de MPs por organismos de los eslabones inferiores de la cadena trófica (fitoplancton y zooplancton) puede ser una ruta de entrada para niveles superiores (Bhattacharya et al., 2010; Lusher et al., 2015). Además, el hecho de que parte del zooplancton realice migraciones diarias a distintas profundidades, lo convierte en un vector de transporte de MPs hacia zonas donde estos materiales no suelen hallarse, quedando disponibles para diversas cadenas alimentarias (Lusher et al., 2013; Wright et al., 2013).

Tras su ingestión, el plástico puede provocar diversos cambios mecánicos, funcionales y comportamentales en los animales (Sussarellu et al., 2016). En los peces, por ejemplo, tiene una amplia gama de impactos negativos como disminución de la actividad alimentaria, retraso del crecimiento, estrés oxidativo debido a la liberación de especies oxidantes, alteraciones del comportamiento

genotóxico (Hassan et al., 2023). Pueden actuar localmente en el intestino o trasladarse a otros órganos, como las branquias, a través del sistema circulatorio, provocando una respuesta inflamatoria sistémica, citotoxicidad, hipertensión pulmonar, flogosis y oclusiones vasculares (Canesi et al., 2015; Wright y Kelly, 2017; Alimba y Faggio, 2019). En organismos sometidos a exposición prolongada, los MPs pueden provocar flogosis crónica, proliferación celular, necrosis y deterioro de las células inmunes (Smith et al., 2018). Estudios in vivo en ratas informaron la translocación de MPs, después de la ingestión e inhalación, al hígado y al bazo a través del sistema circulatorio (Campanale et al., 2020). Por otra parte, otros estudios demostraron que también pueden afectar la función neuronal, provocando un aumento de la actividad de la acetilcolinesterasa y de los niveles séricos de algunos metabolitos que actúan como neurotransmisores (Deng et al., 2017). Además, se puede esperar que las partículas interactúen con el sistema inmunológico, sobre todo porque pueden ser absorbidas por las células fagocíticas. Pueden conducir potencialmente a inmunotoxicidad y podrían estar asociadas con varias respuestas adversas, por ejemplo, inmunosupresión (disminución de la resistencia del huésped a agentes infecciosos y tumores), activación inmunológica (mayor riesgo de desarrollar enfermedades alérgicas y autoinmunes), y respuestas inflamatorias anormales (EFSA, 2016).

Por otro lado, los seres humanos están expuestos a los MPs, especialmente con el aumento del consumo de alimentos marinos. Se estima que se consumen entre 39.000 y 52.000 partículas de MPs por persona/año a través de los alimentos, y que las formas más habituales de entrada al cuerpo humano son la endocitosis y la persorción (Cox et al., 2019; Bilal et al., 2023). Sin embargo, no hay suficiente información sobre el destino de los MPs en el tracto gastrointestinal humano ni cómo podrían estar involucrados en neurotoxicidad e inmunotoxicidad humana (Lusher et al., 2017; Prata et al., 2020).

Tal como se menciona en párrafos anteriores, la contaminación por MPs no es ciertamente un fenómeno nuevo, y las primeras observaciones de su ocurrencia se remontan a la década de 1960 (GESAMP, 2015). Esto está causando un problema ambiental grave, duradero y global, con varios impactos en los ecosistemas, la economía y la salud pública (Beaumont et al.,2019). Aunque se reconocen como un peligro, la investigación sobre los MPs es generalmente limitada, ya que menos de una parte de los 192 países del mundo han realizado hasta ahora investigaciones al respecto (Ajith y Arumugam, 2020). Particularmente en Argentina, la información relacionada a la contaminación microplástica en ambientes marinos es bastante incipiente (e.g. Fernández Severini et al., 2019; Villagran et al., 2020; Truchet et al., 2021; Truchet et al., 2022; Santucci et al., 2024). El estudio de los MPs y su interacción con los organismos y con otros contaminantes en ambientes costeros es sumamente importante para entender los efectos nocivos sobre el ambiente y a partir de ello proponer posibles soluciones a esta problemática global (Colombo, 2020). En este contexto, el zooplancton juega un rol fundamental, actuando como nexo funcional entre productores primarios y niveles tróficos superiores, y actúa como bioindicador de cambios ambientales debido a su sensibilidad a factores como temperatura, nutrientes y contaminantes. Su estudio es crucial en el contexto de microplásticos (MPs), ya que estos organismos, al ingerir MPs presentes en el agua, facilitan su transferencia a niveles tróficos

superiores, incluyendo peces y humanos. La presencia de MPs puede afectar su fisiología, comportamiento y las dinámicas ecológicas, haciendo esencial su análisis para evaluar el impacto de la contaminación en ecosistemas acuáticos (Turner, 2004; Chang et al., 2009; Cole et al., 2013).

La presente tesina se enfoca en uno de los organismos claves dentro del zooplancton en ambientes marinos, dado su rol fundamental en las redes tróficas y su sensibilidad a los cambios ambientales, el camarón blanco. Dicho crustáceo decápodo, pertenece a la familia Sergestidae, y su nombre científico es *Peisos petrunkevitchi* (Burkenroad, 1945). *P. petrunkevitchi* presenta un rostrum corto, con dos dientes dorsales (Costa et al., 2003), y es endémico del Atlántico sudoccidental. Su distribución geográfica abarca aguas marinas entre Rio Grande do Sul, Brasil (32°00´S), hasta Chubut, Argentina (44°00´S) siendo típica del ecosistema costero especialmente en etapas larvarias. Es un filtrador planctónico activo en todas las etapas de desarrollo, alimentándose de diatomeas y detritos (Mallo y Boschi, 1982). Por su alta abundancia y biomasa representa un eslabón importante dentro de las redes tróficas locales, por ser un producto directo de la pesca costera y por ser alimento de peces e invertebrados de interés comercial, al igual que de aves (Cervellini y Mallo, 1991). En el estuario de Bahía Blanca, *P. petrunkevitchi* fue reportado como un alimento importante para los juveniles de *Cynoscion guatucupa*, entre otros (Sardiña y López Cazorla, 2005). También, ha sido descrito como presa de grandes ballenas (Bortolotto et al., 2016).

Por otro lado, también nos enfocaremos en la especie *Cynoscion guatucupa* (Cuvier, 1830), conocida como pescadilla de red, es un pez óseo perteneciente a la familia Scianidae del Orden Perciformes en la que se agrupan peces principalmente costeros de mares cálidos y templados (Vazzoler, 1975). Se distribuye en el Atlántico sudoccidental, desde Río de Janeiro, Brasil (22°35´S) hasta el Norte de la Patagonia, Golfo San Matías Argentina (41°30′S 64°15′O) (Cousseau y Perrota, 2000). Es una especie Pelágica-demersal que habita entre la costa y los 100 metros de profundidad, aproximadamente (López Cazorla, 2000) y durante su crecimiento y búsqueda de refugio, frecuenta zonas protegidas como bahías y estuarios (Patiño, 2019). La pescadilla de red es un predador ictiófago y carcinófago que ocupa los niveles de consumidor terciario y cuaternario en la cadena trófica, evidenciando además un comportamiento de tipo oportunista (Olivier et al., 1968; Ciechomski y Ehrlich, 1977; López Cazorla, 1996). Los juveniles se alimentan de crustáceos, principalmente del sergéstido *Peisos petrunkewitchi* (Ciechomski y Ehrlich, 1977), y a medida que crecen, estos organismos son reemplazados en la dieta por peces (Cousseau y Perrotta, 2000).

En cuanto al área de estudio nos enfocaremos en el estuario de Bahía Blanca (EBB), el cual es el segundo estuario más grande de Argentina. El mismo representa un caso de estudio en cuanto a contaminación con MPs, ya que el estuario exhibe una intensa actividad antropogénica, alberga puertos comerciales y pesqueros, así como áreas militares y agrícolas, y presenta uno de los parques industriales más grandes de América del Sur incluyendo refinerías, terminales petroleras, tanques para almacenar productos petrolíferos y múltiples muelles (Arias et al., 2019). A su vez, el Canal Principal de

Navegación es dragado periódicamente, produciendo la remoción de sedimentos y con ellos las sustancias que contienen, a su vez afectando al bentos y al plancton (Sardiña, 2004). Estas actividades, pueden actuar como vectores importantes para el transporte de plásticos desde los ambientes terrestres hacia los ecosistemas marinos (Hoffmeyer, 2004), al punto de ser parcialmente responsables de la disminución de los recursos pesqueros explotados en la zona (CREEBBA, 2001; Bessa et al., 2018).

En línea con lo expresado anteriormente, desde el año 2004 se detectó la presencia de pellets primarios, algunos trozos de plásticos y fibras a partir de muestras de zooplancton y material particulado en suspensión destinadas al análisis de metales pesados. Además, estudios en el sistema digestivo de la ostra *Magallana gigas* detectaron una gran abundancia de filamentos plásticos de diversos tamaños y coloración (Fernández Severini et al., 2019). Asimismo, se los ha encontrado en branquias y tracto digestivo en el cangrejo *Neohelice granulata* del estuario (Villagrán et al., 2020) y recientemente Ardusso et al. (2024) continuaron detectando la presencia de diversos tipos de MPs en la ostra *Magallana gigas*.

Con el objetivo de profundizar el conocimiento sobre el impacto de los MPs en la biota del estuario de Bahía Blanca, se decide analizar el contenido de MPs en el sergéstido *Peisos petrunkevitchi* y en los peces juveniles de *Cynoscion guatucupa* en aguas asociadas al EBB. En el caso de *P. petrunkevitchi* los resultados que se obtengan del desarrollo del presente plan constituirán los primeros antecedentes en la temática. Finalmente, por tratarse de especies de gran interés comercial y ecológico, los estudios acerca de la presencia de estos contaminantes podrían tener implicancia sobre los recursos pesqueros de la región y en el ser humano, siendo por lo tanto estos análisis, de suma importancia.

De esta manera se plantean los siguientes objetivos específicos:

1. Detectar la presencia de microplásticos (MPs) en ejemplares de *Peisos petrunkevitchi* y juveniles de *Cynoscion guatucupa* capturados en el estuario de Bahía Blanca

2. Clasificar los MPs hallados en los organismos estudiados

3. Estimar las densidades y rango de tamaño de los MPs

4. Caracterizar la composición polimérica de los MPs

5. Analizar las características superficiales de los MPs y la presencia de elementos adsorbidos sobre su superficie

6. Evaluar si la presencia de MPs en los organismos afecta su estado de salud mediante el factor de condición

La hipótesis general que sustenta estos objetivos es la siguiente:

Los decápodos sergéstidos y los juveniles de peces que habitan el EBB incorporan MPs de distintos tipos y tamaños presentes en la columna de agua.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio y muestreo

El estuario de Bahía Blanca (EBB) se localiza en el Atlántico suroccidental de la provincia de Buenos Aires, Argentina, entre las coordenadas 38° 45′ – 39° 25′ S y los 61° 45′ – 62° 30′ O. Tiene una superficie aproximada de 2.300 km^2, conformando un sistema de canales que incluye parches de marismas e islas que cubren un área de 1.150 km^2 y 410 km^2 respectivamente (Fig. 2) (Piccolo y Perillo, 1990; Piccolo, 2008). Posee una configuración en forma de triángulo, con los canales mayores orientados en dirección NO-SE. Estos canales se denominan Principal, Bermejo, Bahía Falsa, Bahía Verde y Caleta Brightman (Cuadrado et al., 2004). Asimismo, es un estuario que presenta un régimen semidiurno, de tipo mesomareal. La amplitud de marea varía, alcanzando aproximadamente 3,5 metros en la cabecera y reduciéndose a 2,2 metros en la desembocadura del estuario (Perillo y Piccolo, 1991; Melo et al., 2003).

Se encuentra constituido por tres zonas. La zona interna se extiende entre Puerto Ingeniero White y Villarino Viejo. En esta área, el río Sauce Chico desemboca en el Canal Principal a unos 3 km aguas abajo de la cabecera del estuario, aportando agua dulce. Además, el arroyo Napostá Grande también contribuye con una escorrentía media anual de 1,9 y 0,8 $m^3\ s^{-1}$, respectivamente, siendo estos flujos más significativos durante los períodos lluviosos (Perillo et al., 2001). Las aguas de estos cursos no presentan salinidad ni estratificación térmica. La zona media abarca desde Ingeniero White hasta Puerto Rosales, y la zona externa desde las cercanías de Puerto Belgrano hasta la desembocadura. Esta última es abundante en islas y canales de profundidad variable, no está sujeta a cambios en los parámetros ambientales tanto como las otras dos y es la que más se asemeja a las condiciones oceánicas (Píccolo y Perillo, 1990; Molina et al., 2021). Las zonas interior y media son donde se lleva a cabo la mayor parte de la actividad humana.

El EBB es muy somero, con una profundidad media de aproximadamente 10 m y altamente turbio debido al predominio de sedimentos finos con variaciones limo-arcillosos a arcillo-limosos, y la mezcla turbulenta de aguas producto de la acción conjunta de las corrientes de marea y los vientos (Freije et al., 1981; Perillo et al., 2004). La salinidad media presenta un crecimiento exponencial desde la cabecera hasta la parte media del estuario, encontrándose en la zona media valores de 17,9 a 41,3 dependiendo de la lluvia estacional, los vientos y la temperatura (Freije y Marcovechio, 2004). La temperatura media del agua superficial varía estacionalmente, de 7°C en invierno a 23°C en verano. El oxígeno disuelto medio es cercano a 7 mgL^{-1}, alcanzando 13 mgL^{-1} durante los períodos de floraciones de fitoplancton (invierno y verano tardío) (Perillo et al., 2001).

Diversos estudios lo definen como un ambiente altamente eutrófico y contaminado por descargas cloacales no tratadas (Biancalana et al., 2012; Dutto et al., 2014), hidrocarburos (Arias et al., 2010), metales pesados (Fernández Severini et al., 2013) y compuestos de organestano (Delucchi et al., 2007),

sujeto a un fuerte impacto antrópico. Sobre la zona interna tanto del Arroyo Napostá Grande como del Río Sauce Chico se encuentran las áreas más importantes para el desarrollo de la actividad ganadera y agrícola de la región (Limbozzi y Leitao, 2008), adicionando diferentes tipos de sustancias a los cursos de agua.

En los límites norte se encuentran varias ciudades como Bahía Blanca (350.000 hab.), Punta Alta (60.000 hab.) y General Daniel Cerri. Estas ciudades generan descargas cloacales en conjunto de hasta 75.000 m3/día (CTE, 2003) que llegan al estuario, generalmente, con un pretratamiento parcial. Además, se ubica uno de los polos petroquímicos y parque industrial más importante de Argentina formado por industrias petroleras, fabricantes de productos químicos y plástico (Fernández Severini et al., 2019). Esta área industrial produce una descarga estimada en 22.000 m^3/día (CTE, 2012), la cual cuenta con distintos tipos de tratamientos y controles previos a su ingreso al sistema estuarial (Tombesi et al., 2000; Marcovecchio et al., 2008). Entre las fábricas de plásticos se destacan una que produce PVC (Policloruro de vinilo) y otra que produce PE (Polietileno) de varios tipos, las cuales pueden convertirse en una de las principales fuentes potenciales de MPs, principalmente del tipo primario. Por lo tanto, el estuario se ve afectado por la contribución de sustancias exógenas de aguas residuales y descargas industriales (Fernández Severini et al., 2019).

Por otro lado, el Canal Principal es la vía navegable más importante de acceso al estuario, con una longitud de 67 km con profundidades que varían entre 3 y 20 m, da acceso al mayor sistema portuario de aguas profundas de la Argentina y es considerado como uno de los puertos más importantes del Atlántico sudoccidental (Perillo y Piccolo, 2004; Biancalana et al., 2018). Este complejo contribuye con la movilización de miles de toneladas de sedimentos a causa de la necesidad del mantenimiento y dragado que requieren los canales de navegación. Dentro de este complejo se incluyen muelles para la carga de diferentes sustancias, muelles para barcos pesqueros y acopiamiento de material, y áreas para la carga de granos, entre otros (Limbozzi y Leitao, 2008). A su vez, en las cercanías de la ciudad de Punta Alta, también se producen descargas de agua dulce al estuario como consecuencia de actividades portuarias de la Base Naval Puerto Belgrano, y las operaciones en los tanques de combustible cercanos a Puerto Rosales. También se encuentran los puertos Ingeniero White, Galván y Cuatreros (Perillo y Piccolo, 2004; Biancalana et al., 2018).

Puerto Galván, en la actualidad, ha diversificado su actividad operativa hacia la actividad de petróleo y gas. Entre sus instalaciones originales se encuentra la terminal especializada para el manejo de cereales y subproductos a cargo de las empresas “Oleaginosa Moreno Hnos. S.A.” y la incorporación de las empresas “Los Grobo Inversora S.A.” y “Louis Dreyfus Commodities (LDC)”. En el extremo oeste de este puerto se encuentra el muelle de Inflamables (CGPBB, 2020). Está compuesto por dos sitios de atraque, uno destinado a la operación de combustibles líquidos por parte de las empresas petroleras y soda cáustica producida por la firma “Indupa S.A.”, y el otro sitio, asignado a la operación con productos gaseosos y petroquímicos por parte de las empresas del Polo Petroquímico de Bahía

Blanca y Transportadora de Gas del Sur" (TGS). También se ubica una planta petroquímica flotante ("Polisur S.A.") dedicada a la producción de polietileno de alta y baja densidad. Al oeste del muelle principal se encuentra un sector de 6 hectáreas dedicado a cargas generales. En ese mismo sector tiene sus instalaciones el Club Náutico "Puerto Galván" (CNPG) (Melo, 2004).

Por último, vale la pena destacar que existe un continuo aporte atmosférico de sustancias provenientes de la utilización de combustibles fósiles, humos y partículas en suspensión producto de actividades industriales y urbanas (Arias et al., 2010). La importancia del polvo atmosférico como proveedor de partículas al océano atlántico, y al EBB particularmente, es debido a las condiciones áridas que prevalecen en el sistema de estudio, y en donde la deposición de polvo atmosférico es un proceso mayormente desencadenado por los vientos dominantes del oeste. En Bahía Blanca, el flujo de polvo atmosférico que se ha registrado incluye rangos de entre 0,4 hasta 7,4 g m^{-2} mes^{-1}, con un promedio anual de 26 g m^{-2} (Gaiero et al., 2003). De esta manera, el mencionado estuario resulta un área muy importante para el desarrollo de estudios de contaminación.

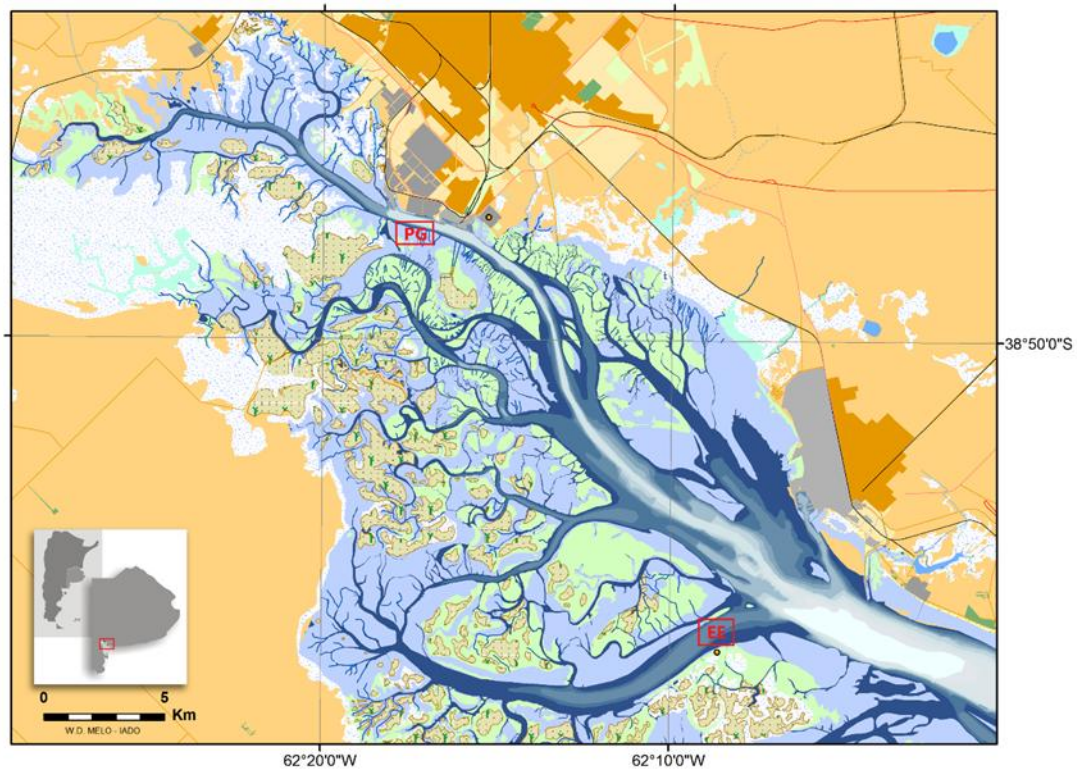


Figura 2. Mapa del área de estudio con la correspondiente localización de los sitios de muestreo: Puerto Galván (PG) y El Embudo (EE), en el estuario de Bahía Blanca.

En el presente estudio se analizaron muestras provenientes de un total de 7 campañas llevadas a cabo entre los meses de abril del 2013 y marzo, abril y mayo del 2014 (Tabla 1) en el marco de un proyecto de investigación al cual fue invitada la Dra. Fernández Severini a algunas campañas de muestreo. Específicamente las muestras fueron recolectadas en el área media del estuario cerca de la zona de "El Embudo" (EE) (S 38° 55' 59.99" - O 62° 9' 0") y en el área interior del estuario a la altura

de Puerto Galván (PG) (S 38°46' 42" - O 62° 18' 2"). EE corresponde a un área de gran importancia pesquera, alejada de las descargas industriales, y además forma parte de la "Reserva Natural Provincial de Uso Múltiple Bahía Blanca, Bahía Falsa y Bahía Verde" (Ley Nacional 12101/98), en cambio PG, presenta conexión directa con el área industrial. Para los muestreos se utilizaron redes de pesca camaronera, luego los organismos fueron colocados en bandejas de metal con tapa para evitar cualquier tipo de contaminación. Posteriormente, se transportaron al laboratorio en heladeras portátiles y se freezaron hasta el momento de su análisis.

2.2. **Parámetros físico-químicos:**

En ambas estaciones de muestreo se registraron parámetros físico-químicos en el agua subsuperficial (1m aprox.) tales como temperatura, salinidad y pH. Los mismos fueron registrados mediante un sensor multiparamétrico HORIBA U-10.

2.3. **Organismos analizados:**

a. *Peisos petrunkevitchi*

Estos organismos presentan una distribución uniforme en el estuario, con presencia de juveniles y estadios larvales en diferentes fases, así como de adultos (Mallo y Cervellini, 1988) (Fig. 3). El hallazgo de hembras ovígeras maduras durante el período estival en Bahía Blanca sugiere la reproducción de esta especie en el área (Mallo, 1984). Las hembras alcanzan un máximo de 45 mm, y los machos entre 10 y 30 mm, presentando dimorfismo sexual con respecto al tamaño (Boschi y Cousseau, 2004). El período de desove, según datos de Mallo y Boschi (1982), ocurre durante los meses de octubre, noviembre y diciembre, e indican que la mayor abundancia de larvas y postlarvas se observa entre octubre, noviembre, diciembre y enero de cada año, mientras que están ausentes en los meses de mayo, junio, julio y agosto (Cervellini y Mallo, 1991).

Esta especie no tiene valor comercial, pero sí importancia ecológica al formar parte de la cadena trófica de varias especies que son blanco de la pesquería como pescadilla y corvina (López Cazorla, 2004), y es principalmente estudiada mediante muestras obtenidas de capturas, en las que se presenta como fauna acompañante (Petriella y Boschi, 1997).

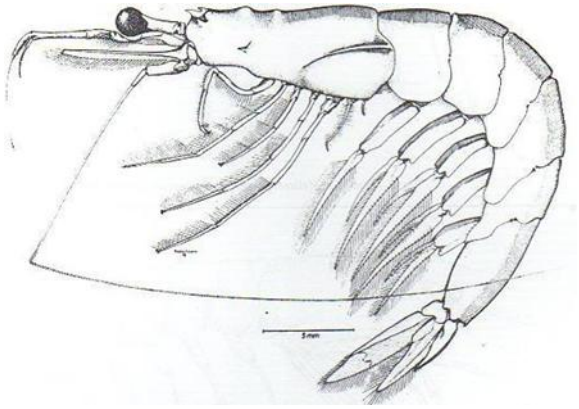


Figura 3. Individuo adulto de *Peisos petrunkevitchi*. Tomado de Mallo y Boschi (1982).

b. *Cynoscion guatucupa*

Es un pez longevo y de crecimiento lento (Cioffi, 1992), la reproducción tiene lugar en la zona externa al EEB, con un ciclo reproductivo prolongado que va desde octubre hasta principios de abril, realizando múltiples desoves (López Cazorla, 1987; Macchi, 1998). El ingreso al mismo tiene una función trófica para los adultos, y de crecimiento y alimentación para sus larvas y juveniles. Estos últimos son hallados durante el verano y el otoño con tallas que van desde los 3 cm hasta los 18 cm de longitud total (LT), momento en el que migran aguas afuera del estuario para volver a ingresar como adultos, con tallas que superan los 40 cm LT. Si bien los adultos son encontrados en el área durante todo el año, presentan dos picos de abundancia, el primero durante abril-mayo, y el segundo y más importante, en agosto-septiembre (López Cazorla, 1987).

La pescadilla de red fue una de las primeras especies explotadas por la flota costera Argentina, también por flotas de Brasil y Uruguay, y actualmente es considerada la segunda especie más importante entre los recursos demersales costeros de la ZCPAU (Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya), después de la corvina (*Micropogonias furnieri*) (López Cazorla, 2000; Galeano, 2017), pero en el área del Rincón es la más presente (Informe Anual Variado Costero, 2022). Las artes de pesca más utilizadas para su captura son: red de arrastre de fondo con portones utilizadas por embarcaciones de altura y media altura, y red de arrastre a la pareja utilizada por embarcaciones menores en zonas de escasa profundidad (Ruarte et al., 2004). En la presente tesina se analizarán organismos de *C. guatucupa* en estadío juvenil (Fig. 4).

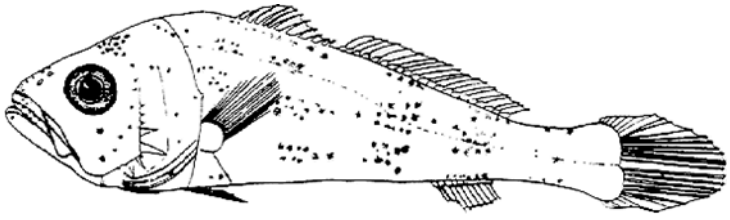


Figura 4. Juvenil de *Cynoscion guatucupa*. Tomado de Cousseau y Perrotta (2000).

2.4. **Trabajo de Laboratorio:**

a. **Digestión:**

Los ejemplares de *Peisos petrunkevitchi* recolectados en EE y PG se agruparon en un total de 15 pools, cada uno compuesto por 15 individuos. En el caso de los juveniles de *Cynoscion guatucupa* se analizaron de manera individual entre 15 y 20 individuos dependiendo de la cantidad de organismos capturados accidentalmente en EE en cada campaña de muestreo (Fig. 5) (Tabla 1).

Tabla 1. Detalle de las campañas de muestreo con sus fechas respectivas, y cantidad de pooles (P) u organismos analizados (O).

Sitio	Organismos	Fecha	Cantidad Pooles (P)/Organismos (O)
PG	***Peisos petrunkevitchi***	14/3/2014	3 P
		22/4/2014	3 P
		13/5/2014	3 P
EE		10/3/2014	3 P
		24/4/2014	3 P
EE	***Cynoscion guatucupa***	18/4/2013	20 O
		26/5/2014	15 O

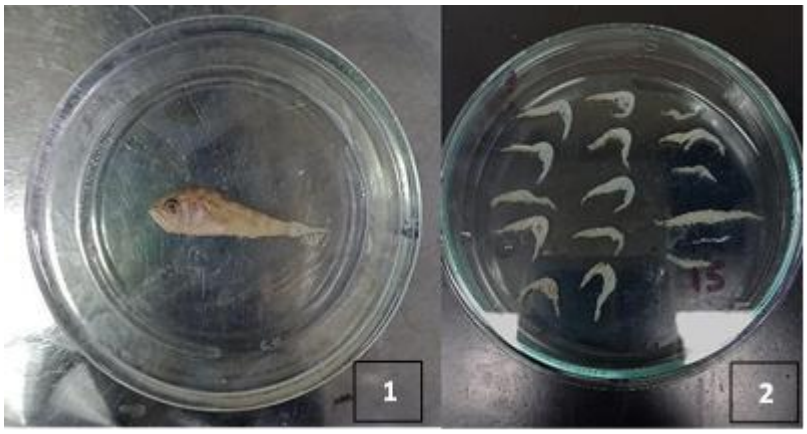


Figura 5. 1. Juveniles de *Cynoscion guatucupa*, 2. Pools de *Peisos petrunkevitchi*.

De cada muestreo, uno de los pools de camarones (haciendo un total de 5), y la totalidad de los juveniles de pescadilla, fueron medidos en longitud con calibre y pesados en una balanza de precisión. El resto de los pools solo fueron pesados de manera grupal. Luego, los individuos enteros se introdujeron en frascos de vidrio, en donde se les colocó 15 ml de hidróxido de potasio (KOH) al 10%, se los tapó con aluminio y se los colocó en una placa calentadora a 60°C por un período de 48 hs, sin agitación (Fig. 6).

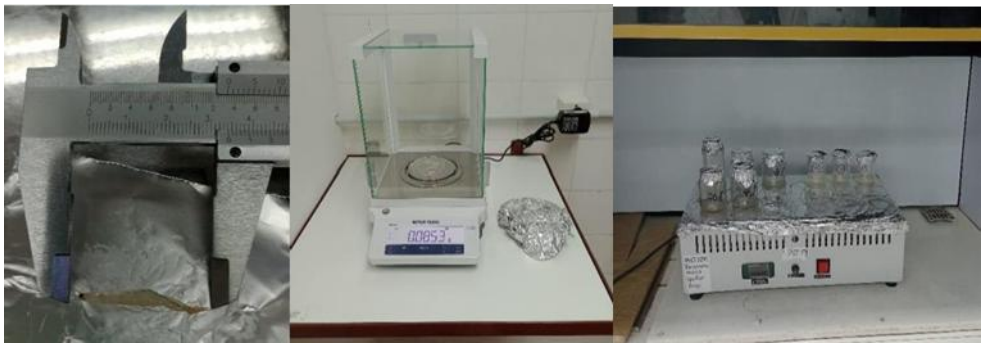


Figura 6. Medición, pesaje y digestión.

b. **Filtración de las muestras:**

Una vez digeridas y enfriadas las muestras, se procedió a su neutralización colocando ácido cítrico 1 M ($C_6H_8O_7$) de a 1 mL a los efectos de lograr un pH lo más cercano posible a 7 según la metodología propuesta por Ardusso et al. (2024). Para ello se utilizó un peachímetro digital de mesada modelo starter 2100 (OHAUS) (Fig. 7). Posteriormente, la filtración de las muestras se llevó a cabo bajo campana de extracción por medio de un equipo de filtración Millipore®, utilizando una bomba eléctrica y con un vacío de aproximadamente 80 cm de Hg para acelerar la filtración, y utilizando filtros de membrana de nitrato de celulosa de 5 µm de tamaño de poro y 45 mm de diámetro.

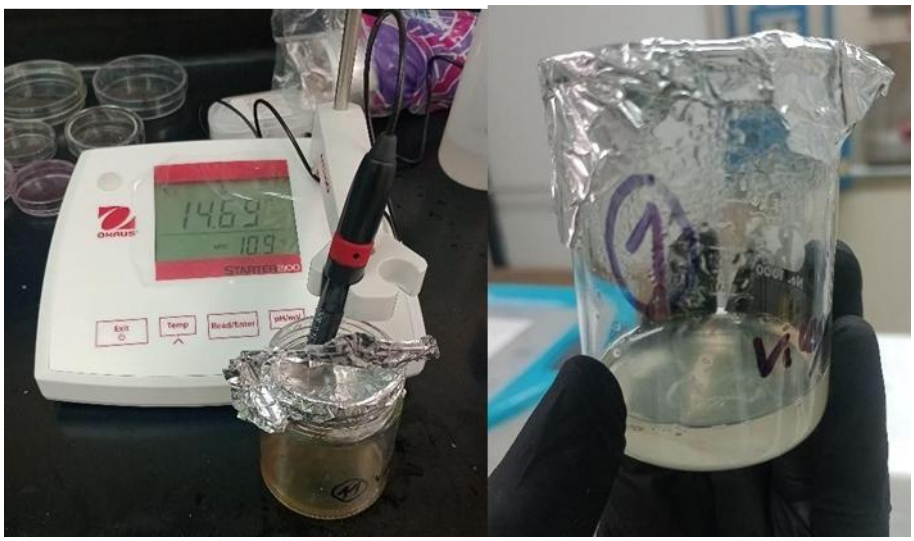


Figura 7. Neutralización y pre-filtrado.

Finalmente, cada uno de los filtros con el material retenido fue colocado en cajas de Petri de vidrio previamente acondicionadas (Fernández Severini et al., 2020) y debidamente rotuladas para su almacenamiento y posterior visualización. Los restos que quedaron de la filtración de los pools de los camarones fueron guardados en cajas de Petri para observar posteriormente bajo lupa. Este procedimiento permitió inspeccionar detenidamente si quedaban MPs adheridos al exoesqueleto de los individuos que no pudieron ser digeridos.

Todo el equipamiento utilizado fue de vidrio, metal o madera, lavado repetidas veces con agua destilada filtrada, rociado con alcohol al 70%, envuelto en aluminio y puesto en estufa a 60°C para su secado antes de su utilización. El agua destilada empleada durante los protocolos, incluida el agua para el acondicionamiento del material y para las soluciones, fue filtrada (filtros de fibra de vidrio de 0,20 µm GFF, marca MUNKTELL) para eliminar cualquier tipo de contaminación (Fernández Severini et al., 2020; Ardusso et al., 2024).

c. **Observación de los microplásticos (MPs):**

Una vez concluido el proceso de filtración, todos los filtros incluyendo los blancos de filtro, fueron cuidadosamente observados bajo microscopio estereoscópico Nikon SMZ 1500. Dicho procedimiento se realizó para la detección y aislamiento de las partículas, potencialmente MPs, así como para determinar la integridad de los filtros. Una vez identificadas las micropartículas de plástico, se discriminaron en función de su forma (fibra, película, pellets, fragmento, etc.), color y tamaño. Además, la identidad de los plásticos sospechosos se confirmó mediante una prueba de "punto caliente" (aguja caliente), que utiliza la aplicación de calor para inducir la fusión en la partícula sospechosa, hará al plástico pegajoso y dejará una marca.

d. **Caracterización de MPs:**

Se utilizó un Microscopio Electrónico de Barrido (Carl Zeiss EVO MA10) equipado con un detector EDS Oxford x-act para obtener imágenes y realizar análisis espectrales de la composición elemental en la superficie de los MPs. Las muestras de MPs se observaron con un aumento entre 200 y 10.000×.

Además, se empleó un microespectrómetro de Infrarrojo por Reflexión Total Atenuada (µ-ATR) para determinar los polímeros plásticos, utilizando un espectrómetro ultrarrápido Nicolet iN10 MX con un cristal SlideOn MicroTip Ge-ATR.

2.4. **Factor de condición:**

Para la evaluación general del estado de salud nutricional de los organismos se calculará para cada individuo de pescadilla y para cada pool de camarones medidos el factor de condición según Fulton (1904):

$$K= ((PT/LT^3) \times 100)$$

Donde PT es el peso húmedo total (g) y LC es el largo total (cm) del organismo.

2.5. **Análisis estadístico:**

El análisis estadístico se realizó mediante los programas Microsoft Excel 2016 e IBM SPSS Statistics 27. A los efectos de evaluar la relación entre las variables peso (g) y longitud (cm) de los organismos se realizaron análisis de regresión y gráficos de dispersión para ilustrar visualmente los datos obtenidos. En el caso de los camarones, se utilizaron aquellos pools en donde se midió tanto la longitud como el peso de los organismos. Este análisis permite determinar si existe una asociación significativa entre ambas variables y establecer una ecuación que describa cómo cambia el peso en función de la longitud en estas especies. Así, es útil para comprender el crecimiento y el estado de salud de los organismos estudiados. Además, se evaluaron correlaciones entre el peso, longitud, y cantidad de MPs presentes en las dos especies.

También se realizaron Análisis de Varianza Simple y Doble, para detectar diferencias estadísticas significativas en la cantidad de MPs y en el factor de condición. En *Peisos* se realizó un Análisis de Varianza (ANOVA) Doble con el fin de analizar el efecto de dos factores independientes (meses y estación de muestreo) sobre la variable dependiente (cantidad de MPs) y, asimismo, para identificar si existe una interacción significativa entre ellos. Además, para los juveniles de pescadilla se realizó un ANOVA simple. El objetivo de este análisis fue determinar si existían diferencias significativas entre los valores medios de MPs registrados en 2013 y 2014. Asimismo, es importante destacar que, en todos los casos, se realizaron previamente los tests de normalidad y homocedasticidad.

3. RESULTADOS

3.1. Parámetros físico-químicos

A continuación, se detallan los principales parámetros físico-químicos registrados durante las campañas de muestreo.

Tabla 2. Parámetros físico-químicos registrados durante las campañas de muestreo en cada sitio de muestreo.

Localización	Fecha	Temperatura (°C)	Salinidad (S)	pH
PG	14/3/2014	20,2	39,30	8,04
PG	22/4/2014	13,5	34,50	8,09
PG	13/5/2014	10,9	33,30	8,08
EE	18/4/2013	15,6	34,90	7,98
EE	10/3/2014	19,9	39,15	8,11
EE	24/4/2014	14,8	34,70	8,16
EE	26/5/2014	10,4	37,93	8,33

Al analizar los datos de la tabla 2, se pueden observar algunas tendencias en las variaciones de temperatura, salinidad y pH entre las dos localizaciones (PG y EE) en distintas fechas. La temperatura en ambas localizaciones tiende a ser más alta en marzo y disminuye en abril y mayo, lo que indica la transición hacia temperaturas más frías con el avance de la temporada. En cuanto a la salinidad, si bien la misma varía considerablemente en ambas ubicaciones, el valor más elevado se registró en marzo. En cuanto al pH en ambos sitios es ligeramente alcalino (entre 7,98 y 8,33). En EE, el pH alcanza un valor más alto (8,33 en mayo).

3.2. Análisis del contenido de MPs

En términos generales, se identificaron y clasificaron tres tipos principales de partículas plásticas: fibras, fragmentos y foam (espuma), los cuales estuvieron presentes en las dos especies estudiadas. Las fibras fueron las partículas más numerosas. La Figura 8 muestra un detalle de los MPs detectados.

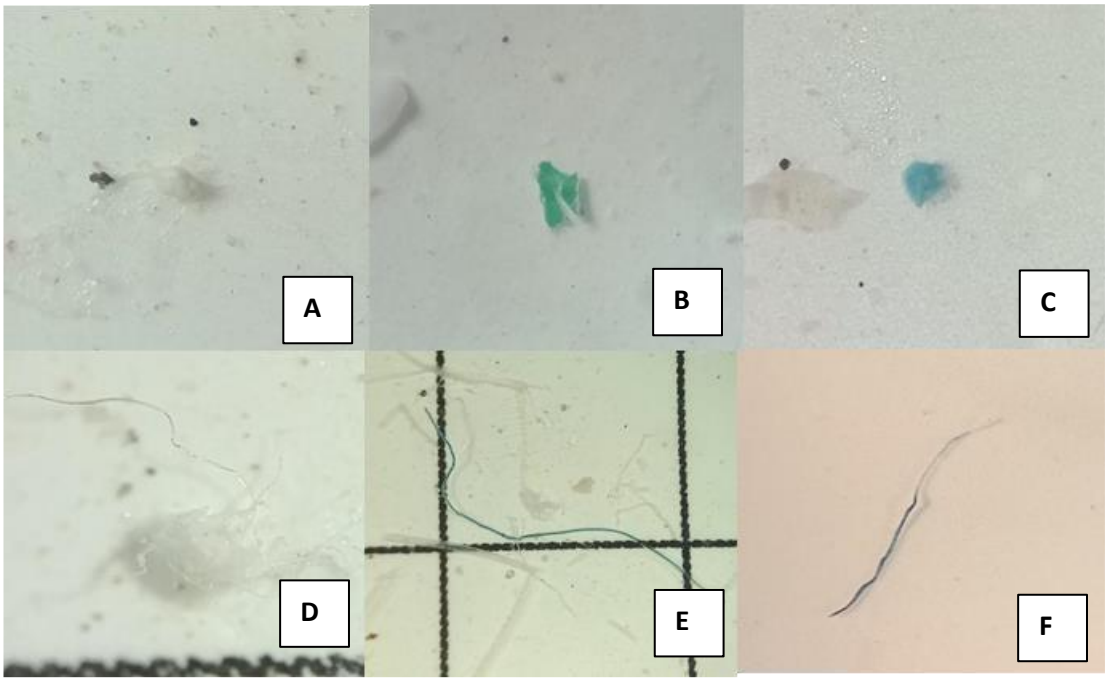


Figura 8. Imágenes microscópicas de MPs encontrados en las dos especies: (A) Foam blanco, (B) Fragmento verde, (C) Fragmento redondo azul, (D) Fibras transparentes enrolladas, (E) Fibra azul y (F) Fibra desgastada.

A continuación, se detallan los análisis específicos de los MPs encontrados en ejemplares de *P. petrunkevitchi* y juveniles de *Cynoscion guatucupa*.

a. *Peisos petrunkevitchi*

Todos los pools de *P. petrunkevitchi*, recolectados en EE y en PG, presentaron MPs. Con respecto al tipo de MPs, predominaron las fibras, representando el 94% de las partículas, mientras que el 6% correspondió a fragmentos. En cuanto al color, se observaron en su mayoría fibras de color azul (41%) seguido por transparente (17%), rojo y amarillo (12%), y en menor medida verde, violeta y negro (6%) (Fig. 9A), y fragmentos de color blanco. Las fibras presentaron un rango de tamaño de: <0,25 mm (6%), 0,25-0,5 mm (23%), 0,5-1 mm (24%) y 1-5 mm (47%) (Fig. 9B). Asimismo, es importante mencionar que no se pudo registrar la medida de aquellas fibras que se encontraban enrolladas.

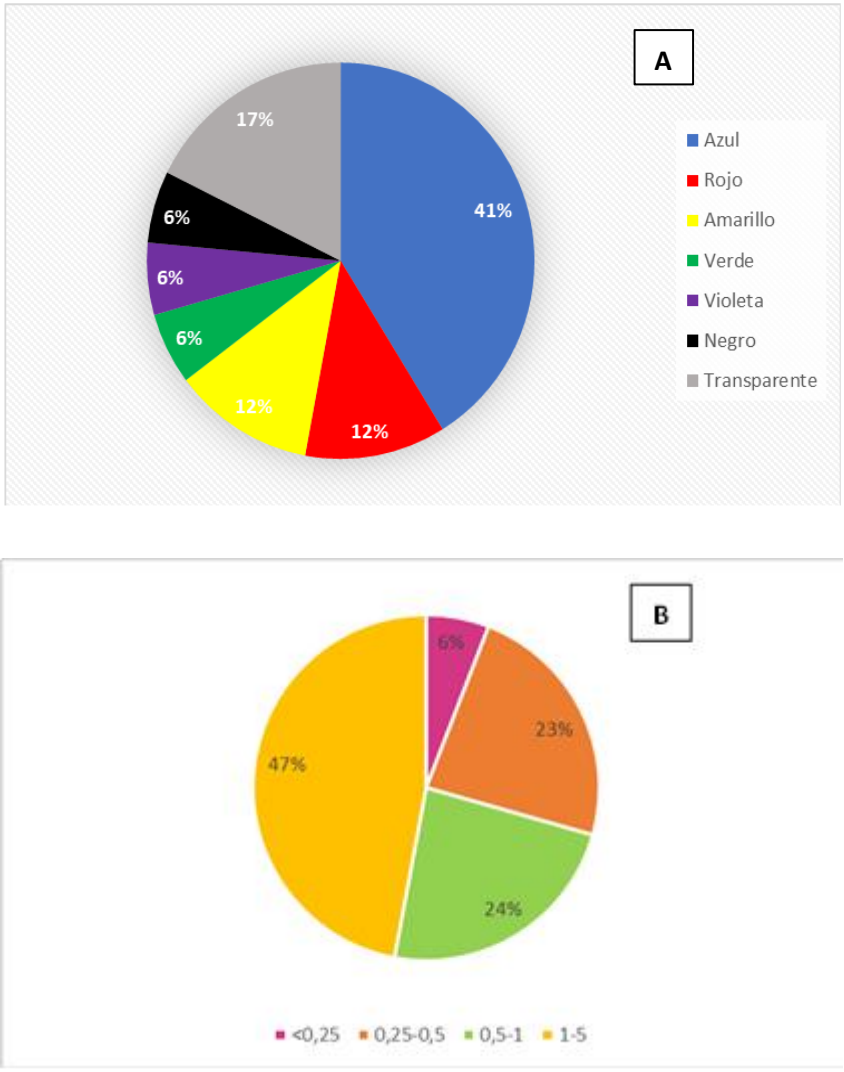


Figura 9. Porcentaje de fibras encontradas en *P. petrunkevitchi* procesados en el Embudo en función del color (A) y del tamaño (mm) (B).

En el caso de los ejemplares recolectados en Puerto Galván, predominaron las fibras (82%), seguido de los fragmentos (11%) y foam (7%). Con relación al color, la mayoría de las fibras encontradas fueron azules (52%), seguido por fibras negras (26%), rosa (7%) y en menor medida, verde, transparente y amarillo (4%), y rojo (3%) (Fig. 10A). En cuanto a los fragmentos, los mismos resultaron transparentes, azul y blanco, mientras que en los foam predominó el color blanco. En cuanto al tamaño las fibras presentaron un rango de tamaño de: <0,25 mm (4%), 0,25-0,5 mm (11%), 0,5-1 mm (26%), 1-5 mm (55%) y >5 mm (4%) (Fig. 10B).

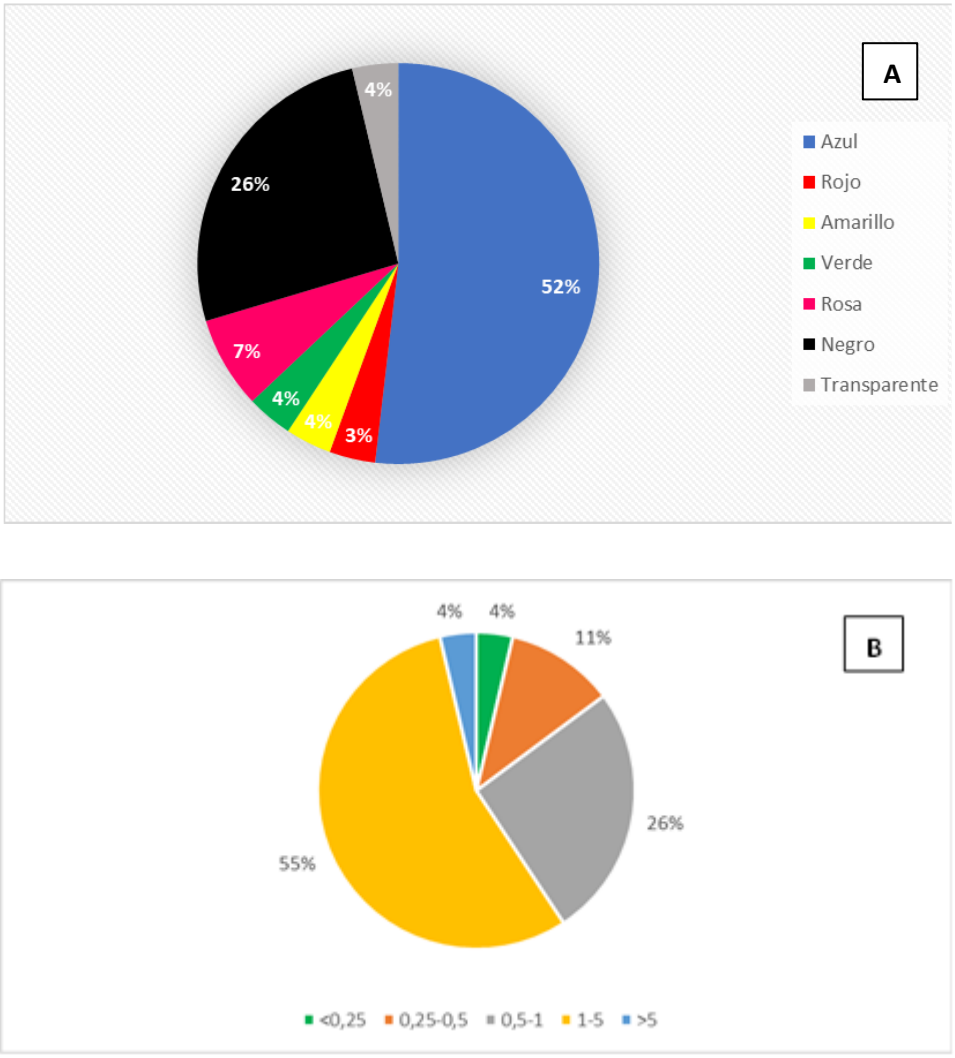


Figura 10. Porcentaje de fibras encontradas en los camarones procesados en Puerto Galván en función del color (A) y del tamaño (mm) (B).

Por otro lado, se realizó un análisis de correlación entre el peso total de los pools de *Peisos* y la cantidad de MPs encontrados en ambos lugares. Sin embargo, no se detectó una correlación estadísticamente significativa ($r=0,42$ y $r= 0,077$; $p>0,25$). Además, el ANOVA doble realizado sugiere que ni el mes ($p>0,25$), ni la estación de muestreo ($p>0,25$), ni su interacción, es decir ni el efecto conjunto de ambos factores tienen un efecto significativo sobre la cantidad de MPs ($p>0,25$).

b. *Cynoscion guatucupa*

En líneas generales, todos los juveniles de pescadilla capturados en el Embudo en el 2013 (n=20) y 2014 (n=15) presentaron MPs a excepción de 2 individuos correspondientes al año 2014. En las muestras correspondientes al año 2013, las fibras fueron las formas predominantes (98%), y se registró un total de 16,8 fibras/organismo, mientras que el porcentaje restante corresponden a foam y fragmentos. Las fibras presentaron distintos colores. Predominó el color transparente (78%), seguido del amarillo y el azul (5%), y luego el negro, rojo, verde, gris, celeste, violeta, rosa y marrón. En el caso de los

fragmentos, predominó el color verde, mientras que en el foam el color blanco y el transparente. En las del 2014, la fibra fue la única forma de MPs encontrada, registrando un total de 3,6 fibras/organismo. El color que predominó fue el azul (39%), seguido del amarillo (18%), luego el negro (12%), rojo (11%), transparente (9%), y en menor medida celeste, verde, marrón, violeta y gris (Fig. 11). En cuanto al tamaño las fibras presentaron un rango de tamaño de: (2%) <0,25 mm, (15%) 0,25-0,5 mm, (39%) 0,5-1 mm, (43%) 1-5 mm y (1%) >5 mm para el año 2013, y para el año 2014, (13%) <0,25 mm, (22%) 0,25-0,5 mm, (25%) 0,5-1 mm, (33%) 1-5 mm y (7%) >5 mm (Fig. 12). Por otro lado, es importante destacar que aquellas fibras que se encontraban enrolladas no fueron medidas, por lo que no formaron parte de la clasificación por tamaño.

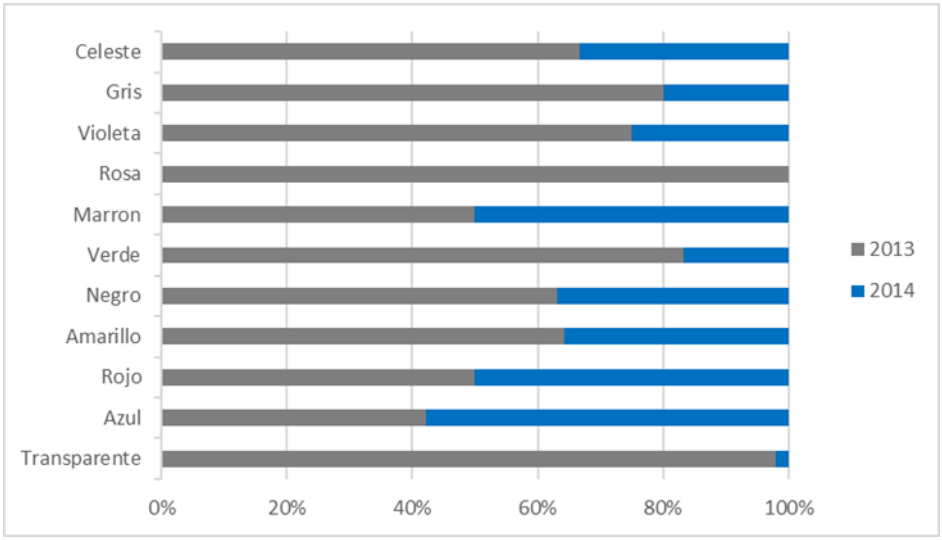
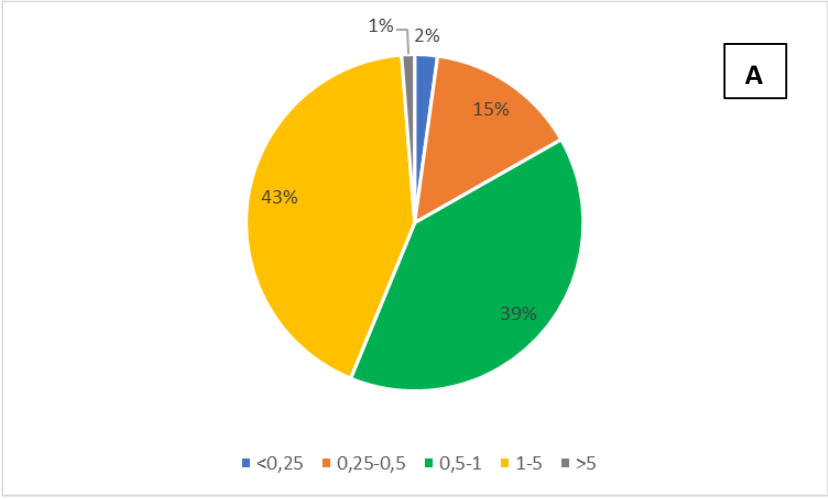


Figura 11. Colores de fibras encontradas en pescadilla en los años 2013 y 2014.



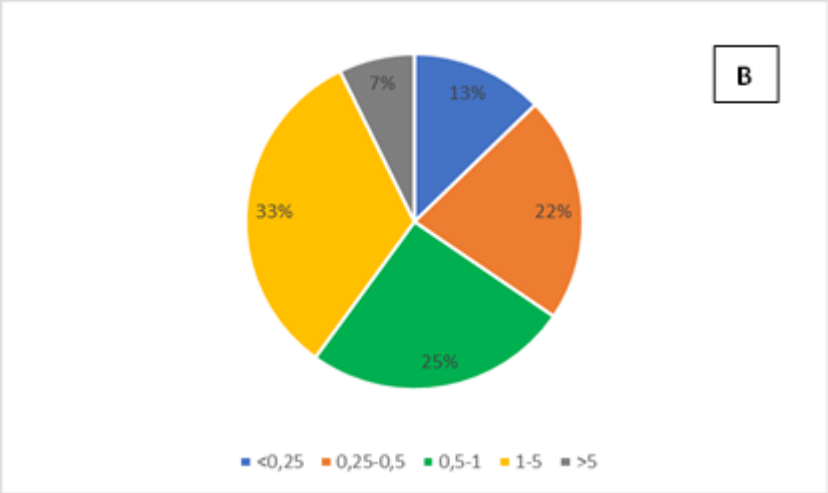


Figura 12. Porcentaje de tamaño de fibras encontradas en pescadilla en 2013 (A) y 2014 (B).

Por otro lado, en cuanto a la prueba de ANOVA simple, el mismo detectó diferencias estadísticamente significativas ($p<0,01$) entre los años de muestreo en cuanto a la cantidad de MPs en pescadilla.

3.3. **Caracterización de MPs**

a. **SEM-EDX** (Scanning Electron Microscopy - Energy Dispersive X-ray spectroscopy)

Se realizaron un total de 7 análisis de SEM-EDX a diferentes tipos de MPs encontrados en ejemplares de *Peisos* y juveniles de pescadilla (Anexo). La Figura 13 representa un ejemplo del mencionado análisis realizado sobre la superficie de un MPs del tipo fragmento. En la Fig. 13a se observa la presencia de escamas, pozos, laminillas y bordes irregulares en algunas áreas de la superficie. También fue posible detectar ciertos elementos en la superficie del fragmento, como se puede observar en el espectro general de la Fig. 13b. Se observan picos significativos de C (83,80 % atómico) y picos más pequeños de Ti (0,15%), Al (0,09%) y Cl (0,07%). Con respecto a los resultados del espectro puntual (recuadro blanco en Fig. 13a y Fig. 13c) se detectaron en líneas generales los mismos elementos y con el mismo patrón en cuanto a los valores del porcentaje atómico. Es decir, el C presentó el mayor valor de porcentaje atómico (76,50%), seguido por el O (21,59%), Ti con un valor significativamente menor (0,73%), luego K (0,64%) y por último el Cl (0,35%) y el Al (0,19%).

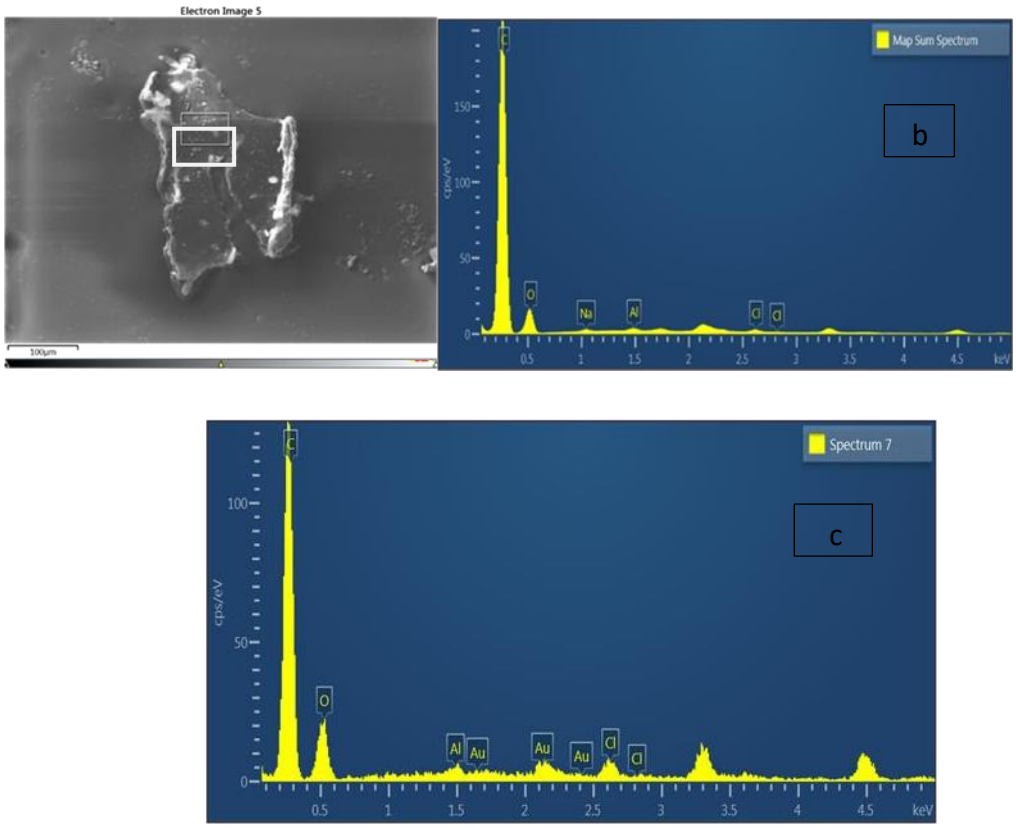


Figura 13. (a) Imagen de un MPs del tipo fragmento obtenida a partir del análisis por medio de SEM-EDX. El recuadro en blanco simboliza la zona a la cual se realizó un mapeo puntual. (b)Espectro general del MPs con los elementos más importantes detectados sobre su superficie. (c) Espectro puntual del fragmento presentado en la Fig. 13a.

De la misma manera, la Figura 14 muestra los resultados de SEM-EDX realizados a otro MPs, en este caso a un fragmento redondo. En la misma se puede observar cierto desgaste sobre la superficie debido a la presencia de poros, escamas, hoyos y rugosidades. Además, se detectó la presencia de C, S y Cl, entre los cuales el C presentó el mayor porcentaje atómico (82,89%), y S y Cl con 0,07% y 0,03% respectivamente. En este mismo MPs se realizó un espectro puntual (Fig. 14c). En este caso se observa la presencia de C (66,99%), K (5,66%), Cl (2,01%) y Si (0,10%).

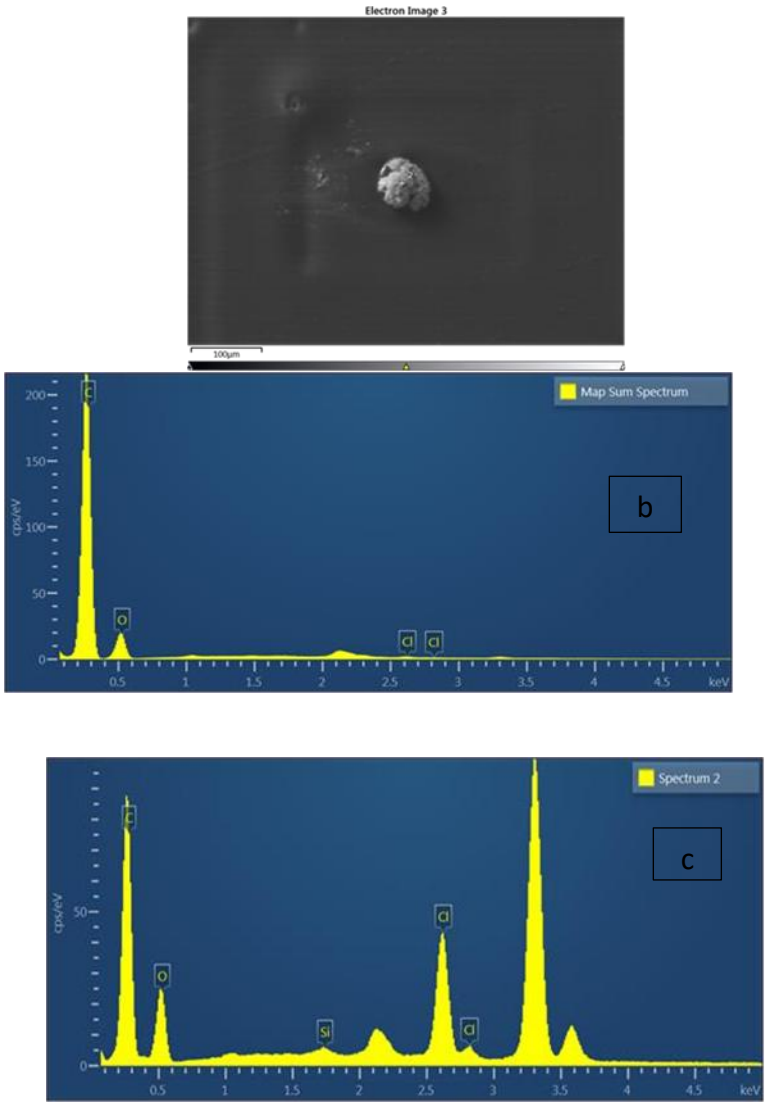


Figura 14. (a) Imagen SEM-EDX de un MPs del tipo fragmento redondo. (b) Espectro general del MPs con los elementos más importantes detectados sobre su superficie. (c) Espectro puntual del fragmento presentado en la Fig.14a. (lamentablemente no se muestra detalle del recuadro donde se hizo el espectro puntual ya que por un error involuntario no se guardó la foto)

En la Figura 15 se detallan los distintos elementos detectados en una fibra. Allí se observa principalmente la presencia de C (75,47%) y O (25,23%), y en un porcentaje notablemente menor la de K (0,43%), Na (0,11%), Al (0,05%). Asimismo, en el espectro puntual de la Figura 15c también se detectaron los mismos elementos que en el espectro general, es decir la presencia de C (67,59%) y de otros elementos tales como O (26,82%), K (4,27%), Cl (0,78%), Na (0,21%) y Al (0,11%). Además, en este caso también se detectó la presencia de Si (0,22%).

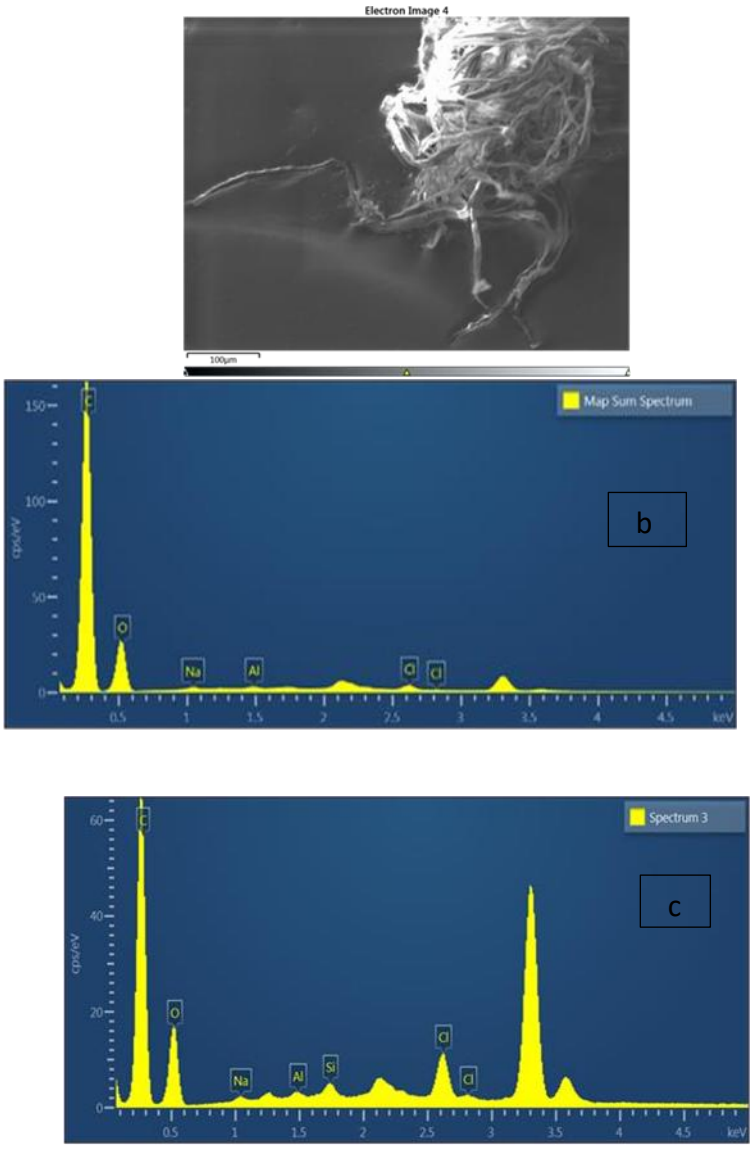


Figura 15. (a) Imagen SEM-EDX de un MPs del tipo fibra. (b) Espectro general del MPs con los elementos más importantes detectados sobre su superficie. (c) Espectro puntual del fragmento presentado en la Fig. 15a.

b. **FTIR**

Asimismo, se aislaron algunos MPs que fueron analizados mediante FTIR para determinar su composición polimérica. Se identificaron diversos polímeros, siendo las fibras celulósicas-poliamidas, poliéster y poliacrílicas las predominantes (Fig. 16). Además, uno de los fragmentos analizados fue identificado como polietileno (Fig. 16). También se detectaron fibras de polipropileno y de origen celulósico. Todos estos espectros fueron cotejados con espectros de bibliotecas específicas de polímeros.

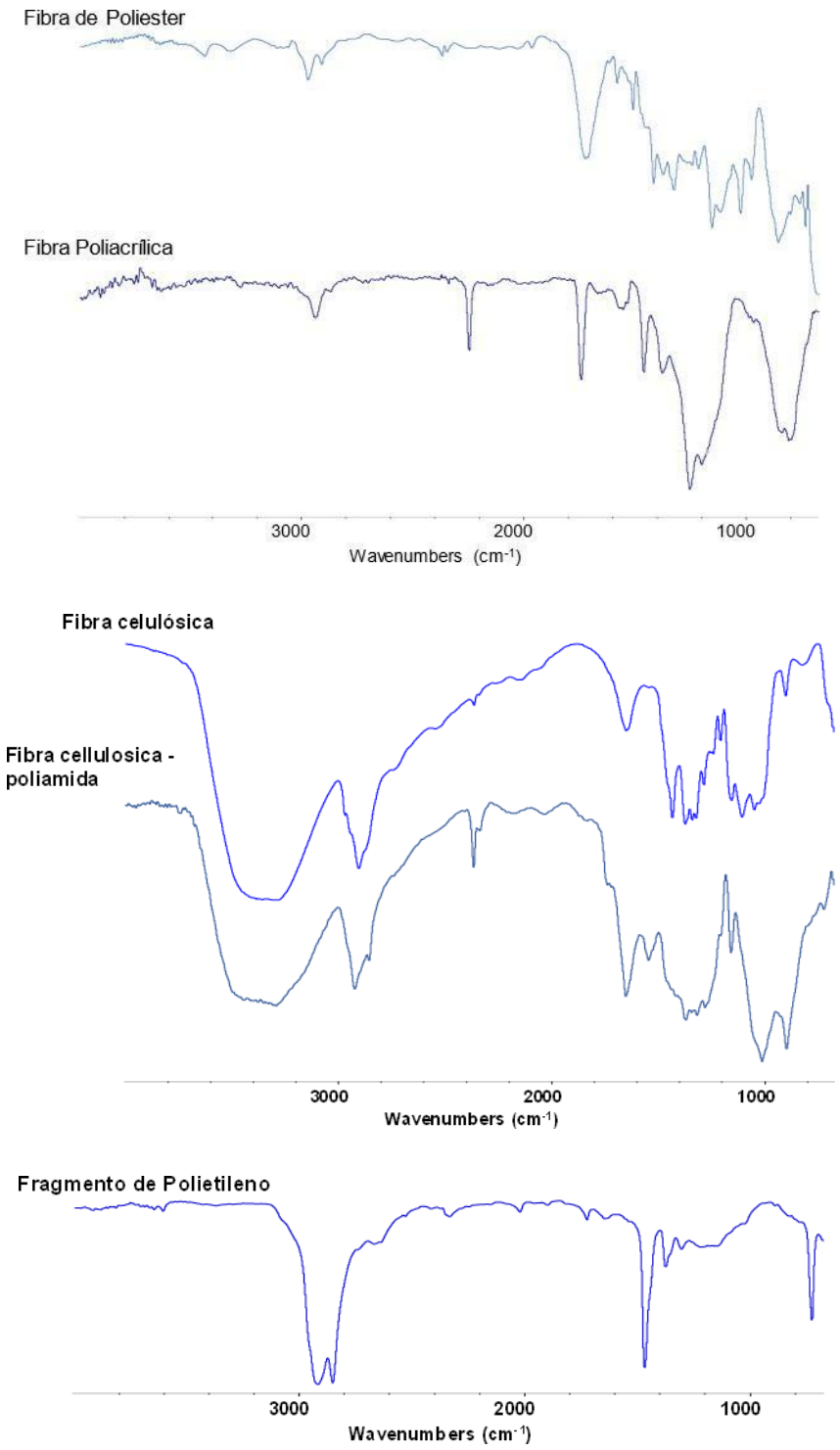


Figura 16. Espectros FTIR de las distintas partículas de MPs: fibras y fragmentos, encontradas en ejemplares de *P. petrunkevitchi* y *C. guatucupa*.

3.4. **Medidas morfométricas**

Se realizaron mediciones de longitud total y peso en los organismos de 5 pools de *Peisos petrunkevitchi*, correspondiendo cada pool a una fecha de muestreo distinta, y juveniles de *Cynoscion guatucupa*. A continuación, se detallan dichas variables morfométricas (Tabla 3).

Tabla 3. Campañas de muestreo con sus respectivas fechas, longitud total promedio (LT) en cm con desvío estándar (SD), peso total promedio (PT) en g con desvío estándar (SD), y factor de condición promedio (K) con desvío estándar (SD) de los organismos analizados.

Sitio	Organismos	Fecha	LT ± SD (cm)	PT ± SD (g)	K ± SD
PG	***Peisos petrunkevitchi***	14/3/2014	2,260±0,50	0,037±0,017	0,33±0,170
		22/4/2014	2,990±0,28	0,042±0,013	0,15±0,038
		13/5/2014	3,240±0,25	0,069±0,018	0,19±0,023
EE		10/3/2014	3,006±0,40	0,074±0,024	0,27±0,058
		24/4/2014	2,830±0,75	0,047±0,028	0,17±0,041
EE	***Cynoscion guatucupa***	18/4/2013	2,720±0,19	0,075±0,050	0,35±0,170
		26/5/2014	6,290±0,75	1,730±0,750	0,66±0,170

a. *Relación entre peso y longitud en P. petrunkevitchi y C. guatucupa.*

Se detectaron valores positivos en los coeficientes de regresión entre la longitud (cm) y el peso (g) para ambas especies. En el gráfico de dispersión se presenta un ejemplo representativo para cada especie: uno de los pools de *P. petrunkevitchi* (n= 15) y una muestra del 2014 de *C. guatucupa* (n=15). Se puede apreciar esta tendencia positiva, donde los puntos muestran una distribución ascendente, acompañados de una línea de regresión que refuerza la asociación positiva entre peso y longitud (Fig. 17 y 18).

Para cada especie o grupo analizado, los coeficientes de regresión fueron R2=0,63 y 0,83, siendo estadísticamente significativos ($p<0,05$), lo cual sugiere una asociación confiable entre el peso y la longitud de los organismos. Es decir, a mayor peso de los individuos mayor longitud.

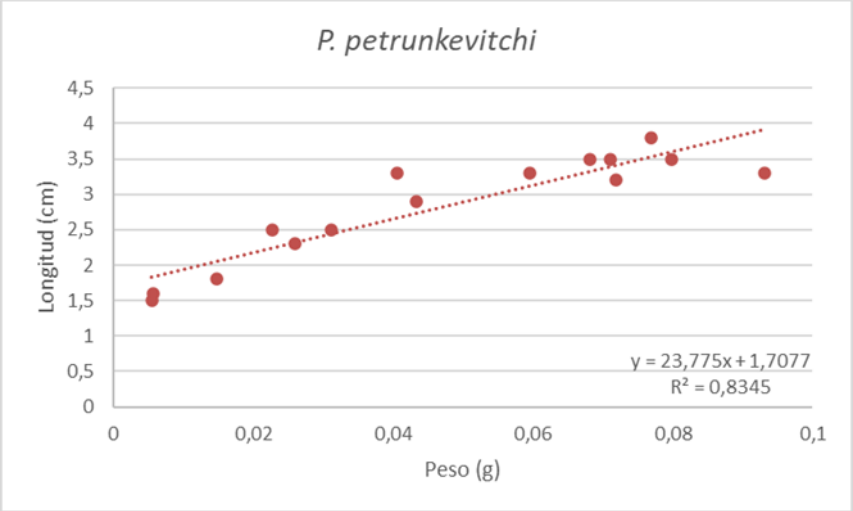


Figura 17. Gráfico de dispersión entre Longitud (cm) y Peso (g) de un pool de *Peisos petrunkevitchi*.

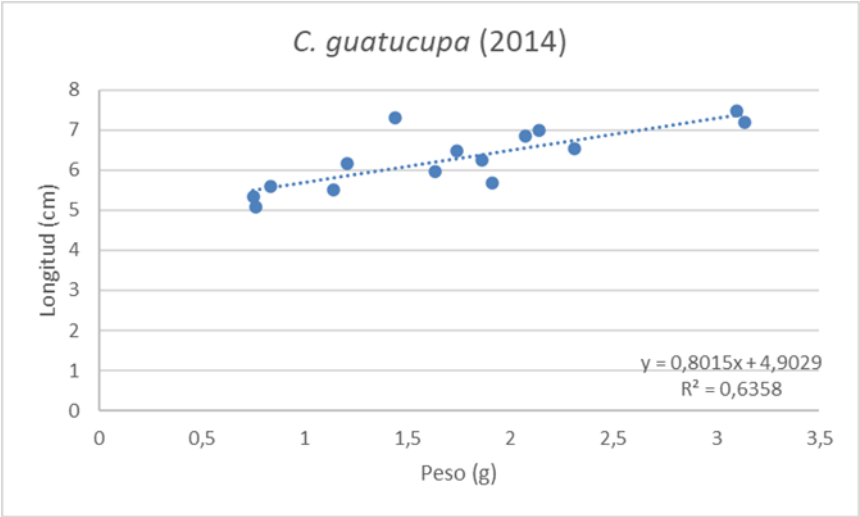


Figura 18. Gráfico de dispersión entre Longitud (cm) y Peso (g) de *Cynoscion guatucupa*.

3.5. **Factor de condición**

La Tabla 3 presenta los valores promedio del Factor de condición (K) para cada uno de los grupos de *P. petrunkevitchi* y de juveniles de *C. guatucupa*, previamente calculados en cada individuo. En líneas generales se puede observar que dicho factor en los ejemplares de *Peisos* tienden a ser mayor en los organismos extraídos en a fines de la época estival para ambos sitios. En el caso de los juveniles de pescadilla, el K fue mayor en los individuos muestreados en mayo 2014.

A su vez, a partir del análisis de ANOVA doble en Peisos se detectó que el mes de muestreo tuvo un efecto significativo en el factor de condición ($p<0,001$), mientras que la estación de muestreo no mostró un efecto significativo ($p>0,25$). La interacción entre ambos factores es marginalmente significativa dado que la significación fue de 0,052, sugiriendo una posible relación entre el mes y la estación, aunque esta no es concluyente. En cuanto al ANOVA simple realizado en *Cynoscion*, se detectó diferencias estadísticamente significativas ($p<0,001$) en el factor de condición entre los años de muestreo.

4. DISCUSIÓN

4.1. Parámetros físico-químicos

El registro de parámetros como la temperatura, el pH y la salinidad durante el muestreo de MPs en organismos es fundamental, ya que estos factores influyen en la distribución y características de los MPs en el ambiente acuático (Buwono et al., 2021). La temperatura, por ejemplo, puede afectar la degradación y fragmentación de los plásticos, mientras que el pH y la salinidad pueden influir en la flotabilidad y en la adsorción de otros contaminantes en la superficie de los MPs. Estos parámetros también condicionan la respuesta fisiológica de los organismos al ingerir MPs, proporcionando un contexto ambiental para interpretar mejor los datos obtenidos en los estudios. En el presente estudio, en general, dichos parámetros presentaron un comportamiento normal, típico para el área de estudio y para la época del año en que se realizaron los muestreos (Fiori y Pratolongo, 2020). Así, las condiciones ambientales observadas son representativas de un escenario de exposición habitual, permitiendo que los resultados obtenidos en cuanto a la presencia de MPs reflejen una situación típica para el ambiente analizado, sin interferencias que pudieran influir en los resultados.

4.2. Cuantificación y clasificación de los MPs

Las fibras constituyeron la categoría de MPs más abundantes en ambas especies analizadas, siendo los fragmentos el segundo tipo más frecuente. A nivel mundial, las fibras también representan los porcentajes más altos de abundancia de contaminación microplástica en el ambiente marino y, a menudo, superan en número a otros tipos de partículas (Walkinshaw et al., 2020). Algunos estudios estiman que pueden contribuir hasta el 91% de todos los plásticos recolectados en muestras de agua de mar de todo el mundo (Barrows et al., 2018).

a. *Peisos petrunkevitchi*

En los crustáceos *Peisos*, en ambos lugares de muestreo, se encontraron fibras de siete colores, siendo el azul el dominante seguido por el negro, el transparente y el rojo. El tamaño de fibra más frecuente fue de 1-5 mm. Estos resultados son consistentes con otros estudios en ambientes similares y con especies decápodas, ya que no existen estudios previos sobre *P. petrunkevitchi* que analicen específicamente la forma, color y tamaño de los MPs. En este contexto, Villagran et al. (2020), observaron también una predominancia de fibras de color azul en el crustáceo decápoda *Neohelice granulata*, además de una porción menor de fragmentos. De manera similar, en el trabajo de Truchet et al. (2022), se estudiaron también tres especies de cangrejos (*N. granulata, C. angulatus y L. uruguayensis*), encontrando que en las branquias y en el tracto digestivo, la fibra fue el tipo de MPs predominante en todas las muestras, con una mayor presencia de colores negro y transparente. En cambio, en los caparazones, los colores predominantes fueron el azul y el negro.

Según Hasegawa y Nakaoka (2021), esta variación de los tamaños en los MPs podría deberse a que organismos decápodos más pequeños que los *Peisos*, como los misidáceos, fragmentan los plásticos en tamaños más pequeños, que luego son consumidos por organismos de mayor tamaño. Otros estudios, como los de Dawson et al. (2018) y Mateos-Cardenas et al. (2020), informaron que el krill antártico y el anfípodo de agua dulce *Gammarus duebeni* también podrían modular la fragmentación de MPs. Muchos crustáceos pequeños que se alimentan de fitoplancton o detritos, como el krill, los anfípodos y los mísidos, presentan mecanismos digestivos similares, incluidas mandíbulas desarrolladas. Otro ejemplo, es el trabajo de Fernández Severini et al. (2020), en el cual se estudió al camarón *Pleoticus muelleri*, y se encontró que el 95% de los MPs eran fibras, con un total de nueve colores, predominando el negro, azul, rojo y transparente. Esto coincide con el trabajo de Hossain et al. (2020) en camarones. En cuanto al tamaño, Fernández Severini et al. (2020) documentaron que las fibras variaron de 0,14 a 2,36 mm.

Por otro lado, comparar la presencia de MPs en *Peisos petrunkevitchi* con otros decápodos alrededor del mundo subraya la problemática global de la contaminación plástica y sus efectos sobre organismos en diferentes ecosistemas. Así, los resultados obtenidos para *P. petrunkevitchi* son consistentes con estudios sobre decápodos Sergestidae en diversas regiones marinas, donde se ha identificado la presencia de MPs en el tracto digestivo y tejidos blandos. En un estudio realizado en la costa de Brasil, Costa et al. (2020) encontraron una alta incidencia de fibras plásticas en el tracto digestivo de *Sergestes arcticus*, sugiriendo que el tipo de hábitat y hábitos de alimentación influencian la acumulación de MPs. Además, este patrón es similar en otros organismos bentónicos que habitan zonas de estuarios y aguas costeras, donde la contaminación por MPs es más alta debido a la cercanía a fuentes antropogénicas (Bessa et al., 2019). Los MPs encontrados en *Peisos petrunkevitchi* en el presente estudio muestran similitudes en la forma y composición con los descritos en otros Sergestidae en aguas europeas y asiáticas. Por ejemplo, un estudio de Welden y Cowie (2016) demostró que *Sergestes robustus* en el Atlántico norte presentaba MPs, principalmente fibras de poliéster, lo cual coincide con la composición de las fibras encontradas en este estudio. Otros estudios realizados en *Nephrops norvegicus* en el Mar del Norte, han detectado MPs en el tracto digestivo, especialmente fibras plásticas, cuya presencia parece estar vinculada con áreas de intensa actividad humana y pesquera (Murray y Cowie, 2011). Al igual que en *P. petrunkevitchi*, los MPs encontrados en *N. norvegicus* no sólo representan una exposición pasiva, sino que pueden afectar su fisiología e interacción con el ambiente.

Además, la bioacumulación observada en *P. petrunkevitchi* respalda la hipótesis de que los decápodos actúan como vectores de MPs en la cadena alimentaria, tal como fue reportado por Hossain et al. (2020) en decápodos de aguas del Indo-Pacífico, donde los niveles de MPs aumentaban en depredadores superiores.

Por otro lado, las diferencias en la concentración de MPs según los meses de muestreo podría estar relacionada con patrones estacionales de deposición de desechos plásticos y actividades pesqueras

y/o portuarias, aspectos que deberían estudiarse más a fondo en el estuario de Bahía Blanca. Así, por ejemplo, investigaciones en el Golfo de Cádiz con *Parapenaeus longirostris* han mostrado que la ingestión de MPs puede variar estacionalmente, dependiendo de los patrones de alimentación de la especie y de la disponibilidad de plásticos en la columna de agua (Ciaralli et al., 2024). Esto sugiere que factores ambientales y ecológicos determinan la ingesta de MPs en diferentes decápodos, lo cual podría explicar algunas diferencias observadas en *Peisos petrunkevitchi* en comparación con especies en otras regiones.

En la Tabla 4 se detallan hallazgos de MPs en especies de crustáceos decápodos en estuarios de diferentes lugares del mundo.

Tabla 4. MPs reportados en poblaciones de Decápodos en Estuarios de diferentes regiones del mundo.

Lugar	**Especie**	**Talla MPs**	**Tejido**	**Cantidad de MPs**	**Referencia**
Bahía Blanca, Argentina	*Pleoticus muelleri*	0,5 a 5 mm	Músculo abdominal	1,31 fibras/g de individuo	(Fernández Severini et al., 2020)
Bahía Blanca, Argentina	*Neohelice granulata*	<0,5-1,5 mm	Estómago Tracto gastrointestinal (TGI)	5-18 ítems/g de individuo	(Villagran et al., 2020)
Bahía Blanca, Argentina	*N. granulata, C. angulatus y L. uruguayensis*	<0,5 y 1-5 mm	Branquias, tracto digestivo y caparazón	0-2,58 ítems/ g de individuo	(Truchet et al., 2022)
Thames, UK	*Crangon crangon*	0,13 y 1, 23 mm	Intestino	1 items/individuo	(McGoran et al., 2018)
Thames, UK	*Carcinus maenas* *Eriocheir sinensis*	0,052 a 34 mm 0,034 a 32 mm	TGI Branquias	1–1,.3 ítems/individuo	(McGoran et al., 2020)

Sur de China	*Macrobrachium rosenbergii*	<0,5–5 mm	TGI	5–12 ítems/individuo	(Li et al., 2021c)
Rio perla, sur de China	*Litopenaeus vannamei*	<0,5–5 mm	TGI	4–21 ítems/individuo	(Li et al., 2021c)
Liaohe, China	*Portunus trituberculatus*	1,005 ± 0,789 mm	TGI	1,33 ± 1,24 ítems/individuo	(Wang et al., 2021a)
Musa, Golfo Pérsico	*Penaeus semisulcatus*	<0,1 a >1 mm	Esqueleto Músculo	1,5 ítems/g	(Abbasi et al., 2018)

A partir de dicha Tabla y teniendo en cuenta los resultados del presente estudio, se destaca una amplia variación en la cantidad y tipo de MPs presentes en los tejidos de los crustáceos según la ubicación geográfica y la especie. Los MPs se encuentran en diferentes tejidos, desde el tracto gastrointestinal hasta el exoesqueleto y músculo, con tamaños de partículas que varían entre <0,1 mm y >5 mm, sugiriendo que la contaminación por MPs en ambientes acuáticos es diversa y afecta a múltiples partes de los organismos. Esto enfatiza la prevalencia de la contaminación por MPs a nivel global, afectando tanto ecosistemas marinos como de agua dulce en distintas regiones del mundo.

Por otro lado, estudios, como los realizados en *Procambarus clarkii* en cuerpos de agua dulce de China, han mostrado que la exposición prolongada a MPs puede reducir la absorción de nutrientes y causar efectos fisiológicos significativos, como daño a nivel tisular (Li et al., 2018). Estas observaciones refuerzan la necesidad de analizar los efectos específicos de MPs en organismos como *P. petrunkevitchi*, ya que, dependiendo del hábitat y del régimen alimenticio, las consecuencias de la ingestión pueden ser diversas y afectar el ciclo de vida y las funciones ecológicas de estos decápodos.

b. *Cynoscion guatucupa*

La presencia de MPs en juveniles de pescadilla plantea serias implicancias ecológicas y toxicológicas, ya que los organismos en esta etapa de desarrollo pueden ser especialmente vulnerables a la ingestión de estas partículas contaminantes. Más aún, en entornos estuarinos los juveniles suelen estar expuestos a una alta concentración de MPs debido a la descarga de residuos plásticos, efluentes cloacales e industriales sin el debido tratamiento y al dinamismo hidrológico intrínseco del ambiente que permite la acumulación de partículas. Algunos estudios han mostrado que peces juveniles ingieren MPs, lo que puede alterar su desarrollo y crecimiento debido a obstrucciones intestinales, reducción de la capacidad de absorción de nutrientes y efectos fisiológicos como estrés oxidativo y cambios en la actividad enzimática (Rochman et al., 2013; Barletta et al., 2019). La susceptibilidad de los juveniles es

particularmente relevante en *C. guatucupa*, ya que esta fase del ciclo de vida es crítica para su desarrollo y supervivencia en el ambiente estuarino, afectando negativamente la tasa de crecimiento y el éxito reproductivo de las poblaciones.

Este estudio se enfoca en caracterizar y cuantificar los MPs encontrados en juveniles de *Cynoscion guatucupa*, examinando sus tipos, tamaños, y posibles fuentes. Al comparar estos resultados con investigaciones en otros lugares alrededor del mundo, se pretende no solo entender el impacto local de la contaminación por MPs, sino también contribuir al conocimiento global sobre la exposición de peces juveniles a estos contaminantes emergentes. En este contexto, aunque existen trabajos sobre *C. guatucupa*, debido a la escasez de estudios específicos en juveniles, para comparar nuestros resultados recurrimos a información adicional de otras especies juveniles y de esta manera enriquecer el análisis.

En el EBB, las fibras resultaron el tipo de MPs más abundante en juveniles de pescadilla de red, y se observaron en una variedad de colores, siendo el azul y el transparente los dominantes, seguidos por el amarillo y el negro. A su vez, el tamaño de fibra más frecuente fue de 1-5 mm. Colllicutt et al. (2019) estudiaron juveniles de salmón y encontraron que el 59% contenía al menos una partícula de plástico. Al igual que el presente trabajo, los MPs fibrosos constituyeron el 95% de los plásticos encontrados, siendo los colores transparentes (41%) y azules (20%) los más abundantes. Por otro lado, en un estuario de Goiana, en el extremo oriental de América del Sur, Ferreira et al. (2016) detectaron restos plásticos en el tracto digestivo de *Cynoscion acoupa*, de los cuales el 97% eran fibras con un tamaño de hasta 5 mm. Los colores más comunes en este estudio fueron el azul y el morado. Asimismo, estos autores concluyeron que la ingestión directa podría ocurrir principalmente durante las primeras etapas de vida debido a su pequeño tamaño (<220 mm). En contraste, los adultos ingieren desechos plásticos a través del sistema trófico, ya que es poco probable que los individuos más grandes consuman partículas pequeñas. Por lo tanto, las etapas posteriores de *C. acoupa* adquieren estos desechos plásticos principalmente mediante biotransferencia.

Savoca et al. (2021) observaron que en juveniles de *Sparus aurata*, las fibras también fueron la forma plástica más ingerida, siendo el color predominante el negro (46,15%), seguido del azul (20,5%), con un tamaño de 0,24 a 8,86 mm. En *Cyprinus carpio* estos autores encontraron resultados similares, con el azul (55,5%) como color dominante, seguido del negro (22,2%), y un tamaño de fibra que oscilaba entre 0,07 y 2,23 mm.

De manera similar, Kazour et al. (2018), estudiaron juveniles de lenguado en tres estuarios, y encontraron que las fibras microplásticas predominaron en el tracto digestivo de los peces, siendo el color azul el más común (54%), seguido del rojo y el negro. En cuanto al tamaño resultaron similares a los registrados en el presente trabajo, con fibras entre 0,07 a 4,51 mm. Por otro lado, estudios de laboratorio llevados a cabo por, Ory et al. (2018) observaron que los juveniles de *Seriolella violacea* capturaron preferentemente MPs negros sobre otros colores. Este comportamiento se explica porque los

peces tienden a capturar MPs que se asemejan a sus presas naturales, como se ha documentado en otros peces planctívoros (de Sá et al., 2015; Ory et al., 2017). Los peces evitan MPs que difieren de sus presas, aunque pueden capturar estos accidentalmente cuando flotan cerca de su alimento natural. Los MPs capturados sin presencia de alimento son casi siempre escupidos por los peces, pero es más probable que sean tragados cuando se capturan junto con la presa. Aun así, los peces también suelen rechazar partículas no comestibles mezcladas con su alimento (Ory et al., 2018). Nuestros análisis en juveniles de pescadilla podrían revelar un fenómeno similar. Los ejemplares ingirieron principalmente fibras y partículas plásticas de tamaños y colores semejantes a sus presas naturales, lo que sugiere que la similitud en apariencia de estos MPs con el alimento facilita su ingestión. De todas maneras, será necesario realizar más estudios para profundizar la relación entre la apariencia de los MPs y su potencial de ingestión por parte de los juveniles de pescadilla.

En cuanto a estudios realizados en la etapa adulta de *Cynoscion guatucupa*, Neto et al. (2020) estudiaron varias especies muestreadas en el Atlántico sudoccidental, las cuales tres eran especies demersales-pelágicas, *C. guatucupa, Cynoscion jamaicensis* y *Micropogonias atricauda*. En este caso, hallaron que el 59% de MPs encontrados en los tractos gastrointestinales eran fibras seguido por fragmentos (32,9%), y que los colores predominantes eran el azul, el negro y el transparente. Asimismo, no se observó una relación clara entre el tamaño de los peces y la ingesta de MPs, lo cual podría explicarse debido a que los especímenes estudiados fueron recolectados de forma oportunista a bordo de embarcaciones pesqueras industriales que suelen capturar ejemplares adultos, lo cual resultó en un rango de tamaño relativamente pequeño en los peces analizados. De manera similar, un estudio en el noreste de Brasil encontró que la ingesta de plásticos en tres especies de peces estuarinos tampoco estuvo relacionada con el tamaño (Possatto et al., 2011). Así, en el caso de peces demersales- pelágicos que habitan en regiones profundas y turbias, la ingestión de MPs podría ser más accidental, ya que la visión es un sentido secundario en comparación con el olfato (Savoca et al., 2017). Por otro lado, los peces costeros en áreas eutróficas pueden percibir longitudes de onda entre 400 y 610 nm (Marshall et al., 2003; Perry et al., 2013), lo cual podría favorecer la ingestión de elementos de color azul en especies como *C. guatucupa*, C. *jamaicensis, Umbrina canosai* y *Menticirrhus furnieri*. Algunos estudios especulan que los animales marinos que perciben plásticos flotantes desde abajo prefieren ingerir elementos oscuros, mientras que aquellos que perciben los plásticos flotantes desde arriba tienden a seleccionar fragmentos que reflejan colores más claros o plásticos transparentes. Sin embargo, es necesario realizar estudios adicionales que evalúen estos factores para comprender mejor la posible selección en la ingestión de plásticos (Dos Santos et al., 2020; Ríos, 2022).

Tal como se menciona al comienzo del presente trabajo, los MPs tienen múltiples fuentes de origen y, mediante una combinación de factores como la hidrografía, el viento y la acción de organismos marinos, las partículas plásticas pueden dispersarse fácilmente a lo largo de grandes extensiones. Esta complejidad hace que vincular los MPs a una fuente específica sea un desafío. Así, por ejemplo, un estudio reciente sobre la eliminación de MPs en plantas de tratamiento de aguas residuales concluyó que

las fibras microplásticas azules son las que con mayor frecuencia se liberan en los efluentes de estas plantas (Conley, 2017), identificando así las aguas residuales como una fuente importante de fibras en los estuarios. Además, otras fuentes de contaminación, como líneas de pesca sintéticas, redes, cuerdas abandonadas y artes de pesca, también contribuyen a la presencia de fibras en estos ambientes. Una importante fuente proviene de los textiles, ya que hasta 1,900 fibras por prenda se liberan en cada lavado de lavadoras domésticas (Browne et al., 2011; Claessens et al., 2011). Asimismo, estos estudios indican que los fragmentos constituyen el segundo tipo más frecuente de plásticos ingeridos, aunque es más difícil inferir su procedencia. Asimismo, la alta incidencia de MPs en peces estuarinos sugiere que los MPs son más comunes en la columna de agua y en los sedimentos estuarinos que en el ambiente marino (Anderson et al., 2018). Estas aguas estuarinas actúan como rutas importantes de transporte de MPs hacia el mar, dado que aproximadamente el 80% de los plásticos en ambientes marinos provienen de fuentes terrestres de origen humano (Andrady, 2011; Schmidt et al., 2017). La elevada contaminación de fibras en los organismos estuarinos respalda la hipótesis de Jabeen et al. (2017), quienes sugieren que los sistemas de agua dulce y los estuarios (áreas de transición) están más propensos a la contaminación por fibras.

A partir de toda la información presentada en la discusión se observa claramente que la ingestión de plásticos por parte de los peces es un fenómeno generalizado, impulsado por la alta urbanización costera y las intensas actividades pesqueras a nivel mundial. Sin embargo, es relevante destacar que comparar las distintas regiones presenta desafíos debido a las variaciones en las técnicas de muestreo, los métodos de identificación y las unidades de concentración o abundancia de plásticos reportadas (Hartmann et al., 2019; Al-Salem et al., 2020) así como también los distintos estadíos del ciclo de vida de los organismos que se está analizando. Aun así, la diversidad de enfoques en los diferentes estudios permite comprender como factores específicos de cada ecosistema influyen en la exposición y acumulación de MPs. Además, cada contribución regional enriquece el conocimiento general y facilita la creación de estrategias globales para abordar la contaminación por MPs.

4.3. **Caracterización de los MPs**

a. **SEM/EDX**

El análisis mediante SEM/EDX en algunos MPs se realizó con el objetivo principal de obtener información detallada sobre las propiedades físicas, morfológicas y químicas de la superficie de los MPs (Galvão et al., 2018). La combinación de análisis morfológico y de composición elemental ha demostrado ser una herramienta eficaz para identificar materiales plásticos extraídos del contenido estomacal y los tejidos de animales marinos, así como de sedimentos (Naji et al., 2018; Dąbrowska, 2021). Este enfoque también es útil para estudios de campo in situ, donde los MPs pueden estar en contacto con otros contaminantes ambientales. De esta forma, el uso combinado de estas técnicas permite un estudio más completo de las partículas (Furfaro et al., 2022).

En relación con las características superficiales de algunas partículas microplásticas analizadas, se observaron indicios típicos de desgaste como escamas, pozos, laminillas y bordes irregulares en los fragmentos, que suelen asociarse a la acción de los procesos digestivos de los organismos. Además, estas partículas pueden haber sufrido deterioros previos a la ingestión, atribuidas a factores ambientales como la exposición a la radiación solar, la acción de las mareas, y el contacto con sedimentos. Estos procesos físicos y químicos contribuyen a la fragmentación y alteración superficial de los MPs, lo que puede influir en su interacción con los organismos marinos (Ardusso et al. 2024).

Además, las micrografías de SEM y los espectros de EDX de los MPs analizados mostraron pocos materiales adheridos u otros elementos. Los picos más representativos de carbono (C) y oxígeno (O) en todos los espectros confirmaron que las partículas eran polímeros plásticos. Asimismo, investigaciones realizadas previamente en el EBB por Ardusso et al., (2024) en muestras de agua, sedimentos y ostras han detectado características similares en los MPs. Dichos autores registraron al C y al O como los elementos más representativos. Además, otros estudios han identificado fibras como MPs basándose en señales fuertes de carbono y oxígeno obtenidas mediante EDX (Fries et al., 2013; Blair et al., 2019). La presencia de potasio podría deberse a restos del reactivo utilizado en el método de digestión alcalina del material orgánico de los organismos, ya que aparece en proporciones bajas y no en todos los espectros del mismo MPs. El silicio, por su parte, podría estar presente como aditivo, dado que el óxido de silicio se encuentra en materiales como el polipropileno, o también ser parte del material inorgánico presente en la matriz (Schneider et al., 2019). Otros elementos como Ti, Ca y Al sugieren que los MPs podrían transportar estas sustancias como aditivos en su superficie o como elementos de sólidos atrapados algo que también ha sido reportado en el EBB (Forero López et al., 2021). Asimismo, otros autores también han observado que Al, Fe y Ti se absorben en partículas plásticas marinas (Ashton et al., 2010; Fries et al., 2013). En este sentido, Fries et al. (2013) identificaron nanopartículas inorgánicas de dióxido de titanio (TiO_2-NP) en la superficie de los MPs marinos, utilizadas en la producción de plásticos como pigmentos blancos o bloqueadores UV, que al degradarse pueden liberarse y potencialmente afectar negativamente a la biota (Handy et al., 2008; Fries et al., 2013). Investigaciones recientes (Hahladakis et al., 2018; Chen et al., 2019) han demostrado que algunos aditivos presentes en los MPs pueden liberarse en el ambiente debido al desgaste, lo cual podría ocurrir dentro de los organismos. Asimismo, se ha encontrado que los metales pesados y otros contaminantes orgánicos de la columna de agua pueden adherirse a la superficie de los MPs (Amelia et al., 2021). En este sentido, Forero López et al. (2021) detectó en un área cercana a la planta de tratamiento de aguas residuales en Bahía Blanca, metales tóxicos adheridos a los MPs. Por otro lado, en el caso del Cl, se detectó con porcentajes atómicos variables. Solo un espectro presentó un porcentaje de peso atómico cercano al 2%, mientras que los espectros restantes mostraron valores muy bajos (0,07 y 0,78%). Por lo tanto, podría ser de origen natural, una señal derivada de residuos de sal marina en el ambiente (Santucci et al., 2024). En conclusión, estos resultados de SEM-EDX no solo confirman la naturaleza polimérica de los MPs, sino que también revelan la complejidad de su degradación y la interacción con elementos del entorno

marino, lo que puede tener implicaciones para la biota marina y para el estudio de la toxicidad de los aditivos presentes en estos contaminantes.

b. **FTIR**

Continuando con la caracterización química de los MPs, los análisis realizados con FTIR permitieron identificar su composición polimérica, revelando una diversidad de materiales plásticos. Las fibras predominantes fueron celulósicas-poliamidas, poliéster y poliacrílicas, lo que indica una presencia significativa de fibras sintéticas comunes en productos textiles y otras aplicaciones industriales. Adicionalmente, se identificó un fragmento de polietileno, un polímero ampliamente usado en envases y materiales de consumo, lo que podría señalar posibles fuentes de contaminación derivadas de desechos plásticos comerciales. La presencia de fibras de polipropileno y materiales celulósicos también destaca la variedad de tipos de polímeros en el ambiente marino. Asimismo, la composición polimérica identificada en el presente estudio es similar a la detectada por trabajos anteriores realizados en el EBB tanto en organismos como en columna de agua y sedimentos. Por ejemplo, Ardusso et al. (2024) identificaron fibras celulósicas-poliamidas, de poliéster y poliacrílicas en el mismo área de estudio, y Santucci et al. (2024) registraron una composición similar en MPs recolectados en el Estuario del Río de la Plata. En cuanto a otros estudios realizados a nivel mundial, investigaciones en Asia y Europa han informado que el poliéster y poliamidas son polímeros comunes en los MPs encontrados en peces y crustáceos, generalmente vinculados a fibras provenientes de textiles y productos sintéticos ampliamente utilizados (Hossain et al., 2020; 2024). Además, el polietileno, identificado en nuestro análisis como fragmento, es uno de los polímeros más prevalentes en estudios ambientales debido a su uso masivo en empaques plásticos, como se ha observado en investigaciones realizadas en el Golfo de México y el Mar Mediterráneo (Rochman et al., 2015; Suaria et al., 2016). Estos estudios coinciden en que el polietileno es uno de los principales polímeros detectados en ambientes marinos y representa un riesgo significativo debido a su alta durabilidad y potencial para acumular contaminantes en su superficie. El hallazgo de materiales de origen celulósico y de polietileno en la presente investigación, también está en línea con trabajos realizados en regiones como el Atlántico Norte y los Grandes Lagos de América del Norte. En dichos estudios, el polipropileno se ha identificado como un contaminante frecuente en el agua de mar y sedimentos, con fuentes potenciales que incluyen artículos domésticos y envases industriales (Andrady, 2011; Eriksen et al., 2013). La identificación de MPs celulósicos es igualmente relevante, ya que investigaciones recientes sugieren que, aunque estos materiales puedan ser de origen natural, su procesamiento en la industria textil y su tratamiento con compuestos químicos pueden contribuir a su persistencia en el ambiente marino, impactando negativamente a los organismos que los ingieren (Woodall et al., 2014; Carr et al., 2016).

Así, lo encontrado en esta tesis está en sintonía con estudios globales que subrayan el impacto de una variedad de polímeros en los organismos acuáticos. Las fuentes de estos materiales pueden atribuirse a la actividad humana, especialmente a productos derivados de la industria textil, empaques de plástico

y procesos industriales. La liberación de estos residuos al ambiente sin un tratamiento adecuado incrementa su presencia en el medio marino, donde pueden acumularse y persistir, generando un impacto potencial en los ecosistemas y organismos que los ingieren. Además, estos resultados reflejan la diversidad de MPs que los organismos pueden ingerir, lo que implica una exposición a diferentes tipos de polímeros y potencialmente a los contaminantes que estos materiales pueden transportar. La identificación específica de estos polímeros es esencial para trazar posibles fuentes de contaminación y evaluar sus impactos en la biota.

4.4. **Factor de Condición**

El análisis del Factor de Condición (K) en *Peisos petrunkevitchi* muestra variaciones interesantes relacionadas con el mes. Se observa que el factor de condición es más elevado en los organismos extraídos hacia finales de la temporada estival. Este fenómeno puede ser atribuido a factores ecológicos como la abundancia de alimentos durante los picos productivos estacionales, las condiciones del hábitat y los cambios estacionales propios del ambiente lo cual ha sido reportado en estudios previos sobre decápodos sergéstidos que muestran mejoras en el estado corporal durante la primavera y el verano debido a la mayor disponibilidad de recursos nutricionales (Briones-Fourzán y Hendrickx, 2022). Por ejemplo, en especies como *Acetes indicus*, que se usan con frecuencia para evaluar el estado general de salud y nutrición, muestran fluctuaciones en el factor de condición a lo largo de las diferentes estaciones del año y etapas de su ciclo de vida. Los cambios en la abundancia de presas y en las condiciones ambientales durante diferentes meses pueden jugar un rol crucial en el estado corporal de los individuos de *P. petrunkevitchi*, alineándose con investigaciones previas que subrayan la importancia de los ciclos estacionales en la condición física de especies marinas (Rosas et al., 2008; Nagata et al., 2015). Sin embargo, el punto de muestreo no tuvo un efecto significativo ($p>0,25$), lo que indica que la condición de los individuos de *P. petrunkevitchi* podría no estar influenciada por diferencias espaciales a gran escala. Esto sugiere que los factores temporales podrían tener un impacto más consistente en K, que las variaciones espaciales en el área estudiada, lo cual es consistente con estudios en otros decápodos que reportan una mayor influencia de los factores estacionales en comparación con las diferencias de hábitat a nivel local (Barletta et al., 2019).

La interacción marginalmente significativa entre el mes y el punto de muestreo ($p=0,052$) indica que podría existir una relación entre estos dos factores, aunque no es concluyente. Esta relación posible entre la temporalidad y la ubicación espacial sugiere que, bajo ciertas condiciones, el sitio específico de muestreo podría tener algún impacto, pero éste parece estar condicionado por el momento del muestreo. Futuros estudios podrían enfocarse en explorar esta interacción de manera más detallada, integrando variables ambientales como temperatura y salinidad, las cuales se sabe que afectan la fisiología y el metabolismo de los decápodos en distintos contextos.

En los estudios de crustáceos decápodos, el factor de condición se ha examinado en relación con varios factores ambientales y contaminantes, incluidos los MPs. Sin embargo, no se han realizado muchas investigaciones específicas en sergéstidos sobre el impacto directo de los MPs en su factor de condición. Por lo tanto, nos limitaremos a discutir sobre algunos trabajos realizados en otras familias dentro del orden Decápoda. Así, por ejemplo, Devriese et al. (2015) estudiaron el camarón marrón (*Crangon crangon*) y los efectos en el factor de condición y en dicho estudio, no encontraron una relación entre la condición de los camarones y el nivel de contaminación de MPs, lo que indica que la contaminación por MPs no afecta la condición nutricional de los camarones. Además, suponen que como los MPs probablemente se excretarán junto con las partículas de arena, parece poco probable que las cantidades de plástico consumidas afecten directamente el estado general de salud de los camarones. En cambio, Ferreira de Barros et al. (2020) encontraron diferencias significativas en el factor de condición entre individuos contaminados y no contaminados en todos los meses muestreados de los cangrejos *Pachygrapsus transversus*. Otro ejemplo, es la especie de cigala *Nephrops norvegicus* estudiada por Devriese et al. (2017). Dichos autores, no se encontraron diferencias en el factor de condición entre los diferentes tratamientos de exposición, así como tampoco se observó ningún efecto sobre el estado nutricional después de la ingestión de MPs con PCB (bifenilo policlorado).

Por otro lado, los resultados obtenidos para los juveniles de *C. guatucupa* revelan diferencias significativas en el factor de condición entre los diferentes meses del año, lo cual podría reflejar variaciones en la disponibilidad de alimentos o el ciclo reproductivo de la especie, ya que los peces juveniles son particularmente sensibles a estos factores durante su desarrollo (Spangenberg et al., 2023) La significativa variabilidad en el factor de condición a lo largo de los meses podría estar asociada con el ciclo anual de productividad del ecosistema, similar a lo que se ha observado en otros estudios que han relacionado las fluctuaciones estacionales de K con la productividad primaria y la disponibilidad de presas (Tseng et al., 2020).

A diferencia a lo encontrado en esta tesis, en otros trabajos no se ha observado un efecto significativo de K en los peces expuestos a MPs. Por ejemplo, Ramos et al. (2012) y Foekema et al. (2013) reportaron que el factor de condición de peces capturados en su ambiente natural era similar entre aquellos que presentaban ingestión de MPs y aquellos que no. De manera similar, en condiciones de laboratorio, Jovanovic et al. (2018) expuso a la dorada (*Sparus aurata*) a seis tipos de MPs sin observar alteraciones significativas en la tasa de crecimiento de los peces expuestos. Del mismo modo, en peces cebra expuestos a polietileno (PE) de baja densidad, Karami et al. (2017) tampoco detectó cambios significativos en el factor de condición de los peces expuestos.

Por otro lado, algunos estudios sí han evidenciado efectos negativos de K en ciertas especies. Naidoo y Glassom (2019), por ejemplo, observaron una disminución en el tamaño de los peces cristal tras una exposición de tres meses a MPs de polietileno (PE) en una concentración de 0,010 g/20 L. En el caso de *Gobionellus microdon*, Mazariegos-Ortiz et al. (2021) encontraron una correlación negativa

entre el número de MPs y K, aunque se considera que estos MPs no se acumulan en el tracto digestivo, sino que pasan a través de él sin causar efectos de saciedad o bloqueo intestinal (Foley et al. 2018; Lei et al. 2018). Por lo tanto, si bien es necesario realizar más estudios, la disminución del K en juveniles de pescadilla en el 2013 podría estar influenciado por la abundancia e ingestión de partículas plásticas, las cuáles presentaron mayores niveles en ese año en comparación con el 2014.

Así, estos resultados sugieren que los efectos de la exposición a MPs en el K de los peces puede variar significativamente según la especie bajo estudio, el tipo de plástico, las condiciones del ambiente y la duración de la exposición.

5. CONCLUSIÓN

Los resultados obtenidos en este estudio muestran la presencia de MPs en las dos especies analizadas, camarón blanco (*Peisos petrunkevitchi*) y juveniles de pescadilla de red (*Cynoscion guatucupa*), tanto en El Embudo como en Puerto Galván, en el estuario de Bahía Blanca. A su vez, los resultados muestran que los MPs registrados, resultaron en su mayoría fibras de color azul y transparente entre 1 y 5 mm de tamaño. Esta alta prevalencia de fibras en comparación con otros tipos de MPs, como fragmentos y espuma, sugiere que las fuentes de contaminación probablemente incluyen actividades antropogénicas relacionadas con la industria textil y el uso doméstico, donde las fibras sintéticas se liberan a través del lavado de textiles y otros procesos industriales. De esta manera, las fibras son muy comunes en los ambientes estuarinos y representan una amenaza persistente y generalizada para la fauna acuática.

Por otro lado, no se encontró correlación significativa entre el peso total de los organismos y la cantidad de MPs, indicando que la carga de MPs no dependería del tamaño de los ejemplares. Además, el ANOVA mostró que ni el mes de muestreo ni la localización afectan significativamente la cantidad de MPs detectado en ambas especies, sugiriendo una distribución continua y homogénea de MPs en el ambiente marino durante el periodo estudiado.

Sin embargo, el ANOVA realizado entre los años de muestreo para los juveniles de pescadilla mostró diferencias estadísticamente significativas, indicando que podría haber variaciones interanuales en la cantidad de MPs presentes, posiblemente debido a cambios en las fuentes de contaminación o variaciones en las condiciones ambientales que afectan la distribución y acumulación de MPs en el ecosistema.

Estos hallazgos resaltan la importancia de continuar monitoreando la presencia de MPs en ambientes costeros y en especies marinas claves, especialmente en zonas de intensa actividad antropogénica como el estuario de Bahía Blanca. La identificación detallada de las fuentes de MPs y los factores que influyen en su distribución contribuirá a una mejor comprensión del impacto de esta contaminación en los organismos marinos y en el ecosistema en general, y puede guiar estrategias de mitigación efectivas.

El análisis SEM-EDX de los MPs reveló información importante sobre su morfología y composición química. Las observaciones detalladas mostraron características superficiales distintivas como poros, laminillas, escamas y bordes irregulares en fragmentos y esferas, lo cual puede indicar procesos de desgaste y envejecimiento en el ambiente marino. Además, los resultados químicos indican que el carbono (C) es el elemento predominante en todos los MPs analizados, con presencia menor de otros elementos como oxígeno (O), cloro (Cl), potasio (K), titanio (Ti), y aluminio (Al), entre otros. Estos hallazgos sugieren que los MPs podrían estar derivados de materiales sintéticos comunes en

productos plásticos y textiles, lo cual se alinea con estudios previos sobre la contaminación por MPs en ambientes acuáticos.

La presencia de ciertos elementos como el Ti podría atribuirse a la incorporación de aditivos en los plásticos durante su manufactura o a la adhesión de contaminantes ambientales en el mar. La variabilidad en la composición de los elementos detectados en diferentes tipos de MPs (como fibras, fragmentos y esferas) también proporciona pistas sobre sus posibles orígenes y rutas de degradación. Estos resultados nuevamente subrayan la necesidad de un monitoreo continuo y detallado de la composición y el origen de los MPs para comprender mejor su impacto en los ecosistemas como el estuario de Bahía Blanca y la salud de las especies afectadas. Así, este trabajo destaca la utilidad del SEM-EDX para la caracterización de MPs y sugiere que, aunque el carbono es dominante, la presencia de elementos traza podría ayudar a inferir fuentes de contaminación específicas. Estos datos refuerzan la necesidad de evaluar los efectos de la contaminación por MPs en los organismos marinos y de implementar medidas para reducir la introducción de estos contaminantes en los océanos.

En cuanto a la composición polimérica, los polímeros más abundantes fueron del tipo celulósicas-poliamidas, poliéster y poliacrílicas atribuible a diversas fuentes antropogénicas como textiles, desechos plásticos y otras aplicaciones industriales, que se acumulan en estos ecosistemas debido a las características hidrológicas y la cercanía a fuentes de contaminación humana. Además, los plásticos de la industria pesquera son evidentes en numerosos estudios de contaminación ambiental, y el estuario de Bahía Blanca no es la excepción. Es probable que la pesca desempeñe un papel importante en la resuspensión y la redistribución espacial de los MPs en el estuario de Bahía Blanca, en particular de la pesca de arrastre de fondo y el uso de dragas. Por otro lado, la correlación positiva entre la longitud y el peso en ambas especies sugeriría un crecimiento aparentemente saludable y proporcional de los organismos.

Ahora bien, la ingestión de MPs en *P. petrunkevitchi* y *C. guatucupa* no solo refleja una problemática local en el estuario de Bahía Blanca, sino que se alinea con hallazgos globales en otras regiones del mundo, subrayando la naturaleza omnipresente de los MPs en ambientes marinos y estuarinos. Aunque no se observaron efectos significativos de la presencia de MPs en el factor de condición de *P. petrunkevitchi*, en el caso de los juveniles de *C. guatucupa*, se observó una variabilidad en el factor de condición a lo largo de los años, posiblemente relacionada con la disponibilidad de alimentos y las fluctuaciones estacionales en la presencia de MPs.

Por último, el presente estudio contribuye al entendimiento de la contaminación por MPs en ambientes acuáticos y destaca la necesidad de estudios futuros que profundicen en los efectos fisiológicos y ecológicos de los MPs en diversas especies, así como en las posibles estrategias de mitigación. La evidencia obtenida resalta la importancia de implementar medidas de manejo ambiental y políticas de control de desechos para reducir la carga de MPs en los ecosistemas, protegiendo así la

biodiversidad y la salud de los organismos que dependen de estos hábitats. Por lo tanto, es fundamental considerar que el ecosistema necesita ser preservado como un conjunto, ya que las especies estudiadas, junto con muchas otras, dependen de la diversidad total de los tramos estuarinos para completar sus ciclos de vida.

6. BIBLIOGRAFÍA

Abbasi, S., Soltani, N., Keshavarzi, B., Moore, F., Turner, A. y Hassanaghaei, M. (2018). Microplastics in different tissues of fish and prawn from the musa estuary, persian gulf. Chemosphere 205, 80–87.

Ajith, N. y Arumugam, S. (2020). Distribución global de microplásticos y su impacto en el medio marino: una revisión. Environ. Sci. Contaminación. Res. 2020, 27, 25970–25986.

Alimba, C. G. y Faggio, C. (2019). Microplastics in the marine environment: Current trends in environmental pollution and mechanisms of toxicological profile. Environmental toxicology and pharmacology, 68, 61-74.

Amelia, T. S. M., Khalik, W. M. A. W. M. y Ong, M. C. (2021). Marine microplastics as vectors of major ocean pollutants and its hazards to the marine ecosystem and humans. Prog Earth Planet Sci 8, 12.

Anderson, Z. T., Cundy, A. B., Croudace, I. W., Warwick, P. E., Celis-Hernandez, O. y Stead, J. L. (2018). A rapid method for assessing the accumulation of microplastics in the sea surface microlayer (SML) of estuarine systems. Sci Rep 8(1):9428.

Andrady, A. L. y Neal, M. A. (2009). Applications and societal benefits of plastics. Philosophical Transactions of the Royal Society of London B, 364, 1977-1984.

Andrady, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. Marine Pollution Bulletin, 62(8), 1595- 1605.

Al-Salem, S. M., Uddin, S. y Al-Yamani, F. (2020). An assessment of microplastics threat to the marine environment: A short review in context of the Arabian/Persian Gulf. Marine environmental research, 159, 104961.

Allsopp, M., Santillo, D. y Johnston, P. (2006). Environmental and human health concerns in the processing of electrical and electronic waste. UK: Greenpeace Research Laboratories, Department of Biological Sciences, University of Exeter, Exeter.

Ardusso, M. G., Fernández Severini, M. D., Abasto, B., Prieto, G., Rimondino, G., Malanca, F. y Buzzi, N. S. (2024). First multi-compartment approach to microplastics in an urbanized estuary of Argentina: The case of Magallana gigas. Marine Pollution Bulletin, 208, 117027.

Arias, A., Vazquez-Botello, A., Tombesi, N., Ponce-Vélez, G., Freije, H. y Marcovecchio, J. (2010). Presence, distribution, and origins of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments from Bahía Blanca estuary, Argentina. Environmental Monitoring Assessment, 160: 301–314.

Arias, A. H., Ronda, A. C., Oliva, A. L. y Marcovecchio, J. E. (2019). Evidence of microplastic ingestion by fish from the Bahía Blanca estuary in Argentina, South America. Bulletin of environmental contamination and toxicology, 102(6), 750-756.

Arriguetti, F. (2019). Un mar de plástico. CIENCIAHOY, 47-52.

Barletta, M., Lima, A. R. A. y Costa, M. F. (2019). "Distribution, sources and consequences of nutrients, persistent organic pollutants, metals, and microplastics in South American estuaries." Science of the Total Environment, 651(1), 1199–1218.

Barrows, A. P. W., Cathey, S. E. y Petersen, C. W. (2018). Marine environment microfiber contamination: global patterns and the diversity of microparticle origins. Environ. Pollut. 237, 275–284.

Beaumont, N. J., Aanesen, M., Austen, M. C., Börger, T., Clark, J. R., Cole, M., Hooper, T., Lindeque, P. K., Pascoe, C. y Wyles, K. J. (2019). Global ecological, social and economic impacts of marine plastic. Marine pollution bulletin, 142, 189-195.

Bessa, F., Barría, P., Neto, J. M., Frias, J. P., Otero, V., Sobral, P. y Marques, J. C. (2018). Occurrence of microplastics in commercial fish from a natural estuarine environment. Marine pollution bulletin, 128, 575-584.

Bessa, F., Ratcliffe, N., Otero, V., Sobral, P., Marques, J. C., Waluda, C. M., Phil, N. T. y Xavier, J. C. (2019). Microplastics in gentoo penguins from the Antarctic region. Scientific reports, 9(1), 1-7.

Bhattacharya, P., Turner, J. P. y Ke, P. C. (2010). Physical adsorption of charged plastic nanoparticles affects algal photosynthesis. The Journal of Physical Chemistry C, 114(39), 16556–16561.

Biancalana, F., Menéndez, M., Berasategui, A., Fernández-Severini, M. y Hoffmeyer, M. (2012). Sewage pollution effects on mesozooplankton structure in a shallow temperate estuary. Environ. Monit. Assess. 184, 3901–3913.

Biancalana, F., Fernández Severini, M. D., Villagran, D. M., Berasategui, A. A., Tartara, M. N., Spetter, C. V., Guinder, V., Marcovecchio, J. E. y Lara, R. J. (2018). Assessment of chitin variation in seston of a temperate estuary (Bahía Blanca Argentina). Environmental Earth Sciences 78:4.

Bilal, M., Qadir, A., Yaqub, A., Hassan, H. U., Irfan, M. y Aslam, M. (2023). Microplastics in water, sediments, and fish at Alpine River, originating from the Hindu Kush Mountain, Pakistan: implications for conservation. Environmental Science and Pollution Research, 30(1), 727-738.

Bilbao, A. (2015). Desengancharse del plástico. Problemas de un material ubicuo. Madrid: Confederación de Ecologistas en Acción Marqués de Leganés, 12-28004.

Borrelle, S. B., Ringma, J., Law, K. L., Monnahan, C. C., Lebreton, L., McGivern, A., Murphy, E., Jambeck, J., Leonard, G. H., Hilleary, M. A., Eriksen, M., Possingham, H. P., De Frond, H., Gerber, L. R., Polidoro, B., Tahir, A., Bernard, M., Mallos, N., Barnes, M. y Rochman, C. M. (2020). Predicted growth in plastic waste exceeds efforts to mitigate plastic pollution. Science, 369(6510), 1515-1518.

Bortolotto, G. A., Kolesnikovas, C. K. M., Freire, A. S. y Simões-Lopes, P. C. (2016). Young humpback whale Megaptera novaeangliae feeding in Santa Catarina coastal waters, Southern Brazil, and a ship strike report. Marine Biodiversity Records, 9, 1-6.

Boschi, E. E. y Cousseau, M. B. (2004). La vida entre mareas: Vegetales y animales de las costas de Mar del Plata, Argentina. 1 ed. INIDEP, Mar del Plata.

Briones-Fourzán, P. y Hendrickx, M. E. (2022). Ecology and diversity of marine decapod crustaceans. Diversity, 14(8), 614.

Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. T., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T. y Thompson, R. (2011). Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. Environ Sci Technol 45(21):9175– 9179.

Buwono, N. R., Risjani, Y. y Soegianto, A. (2021). Distribution of microplastic in relation to water quality parameters in the Brantas River, East Java, Indonesia. Environmental Technology & Innovation, 24, 101915.

Campanale, C., Massarelli, C., Savino, I., Locaputo, V. y Uricchio, V. F. (2020). A detailed review study on potential effects of microplastics and additives of concern on human health. International journal of environmental research and public health, 17(4), 1212.

Canesi, L., Ciacci, C., Bergami, E., Monopoli, M. P., Dawson, K. A., Papa, S., Canonico, B. y Corsi, I. (2015). Evidence for immunomodulation and apoptotic processes induced by cationic polystyrene nanoparticles in the hemocytes of the marine bivalve Mytilus. Marine environmental research, 111, 34-40.

Carr, S. A., Liu, J. y Tesoro, A. G. (2016). Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. Water Research, 91, 174-182.

Cervellini, P. y Mallo, J. (1991). Distribución espacial de estadíos larvales de Penaeidea en Bahía Blanca, Argentina. Biología Pesquera, (20), 5-11.

CGPBB (2020). La Bahía… Razones para una Identidad. Consorcio General de Puerto de Bahía Blanca. Disponible en: https://puertobahiablanca.com

Chang, K. H., Nishibe, Y., Obayashi, Y. y Nakano, S. I. (2009). Spatial and temporal distribution of zooplankton communities of coastal marine waters receiving different human activities (fish and pearl oyster farmings). The Open Marine Biology Journal, 3(1).

Chen, Q., Allgeier, A., Yin, D. y Hollert, H. (2019). Leaching of endocrine disrupting chemicals frommarine microplastics and mesoplastics under common life stress conditions. Environ. Int. 130, 104938.

Ciaralli, L., Valente, T., Monfardini, E., Libralato, G., Manfra, L., Berto, D., Rampazzo, F., Gioacchini, G., Chemello, G., Piermarini, R., Silvestri, C. y Matiddi, M. (2024). Rose or Red, but Still under Threat: Comparing Microplastics Ingestion between Two Sympatric Marine Crustacean Species (Aristaeomorpha foliacea and Parapenaeus longirostris). Animals 2024, 14, 2212.

Ciechomski, J. D. O. y Ehrlich, M. D. (1977). Alimentación de juveniles de pescadilla, *Cynoscion striatus* (Cuvier, 1829) Jordan and Evermann, 1889 en el mar y en condiciones experimentales Pisces Sciaenidae.

Cioffi, C. A. (1992). Evaluación del recurso pescadilla de red, *Cynoscion striatus*, en el área común de pesca argentino-uruguaya, en el otoño de 1989. Seminario de Licenciatura, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata, 32 pp.

Cittadino, A., Fontan, C., De Luca, M. y Rosso, M. (2020). Los plásticos en los Residuos Sólidos Urbanos. Tipos y cantidades en las estadísticas de CEAMSE. RESIDUOS PLÁSTICOS EN ARGENTINA. SU IMPACTO AMBIENTAL Y EN EL DESAFÍO DE LA ECONOMÍA CIRCULAR.

Claessens, M., Meester, S., De Landuyt, L., Van Clerck, K. y De Janssen, C.R. (2011). Occurrence and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian coast. Mar. Pollut. Bull. 62, 2199e2204.

Cole M., Lindeque P., Halsband C. y Galloway T. S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. Marine Pollution Bulletin 62, 2588–2597.

Collicutt, B., Juanes, F. y Dudas, S. E. (2019). Microplastics in juvenile Chinook salmon and their nearshore environments on the east coast of Vancouver Island. Environmental Pollution, 244, 135-142.

Colombo, C. (2020). Análisis de microplásticos en *Pleoticus muelleri* (decapoda, solenoceridae) en el estuario de Bahía Blanca. Tesis de grado, Universidad Nacional del Sur. Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia. 63 pp..

Conley, K. (2017). The removal of microplastics by wastewater treatment plants in Charleston, SC and a survey of treatment processes. Doctoral dissertation, College of Charleston.

Costa, R. C. D., Fransozo, A., Melo, G. A. S. y Freire, F. A. D. M. (2003). Chave ilustrada para identificação dos camarões Dendrobranchiata do litoral norte do estado de São Paulo, Brasil. Biota Neotropica 3(1):1–12.

Costa, M. F., Barletta, M. y Da Costa, M. F. (2020). "Microplastics in estuarine ecosystems: a review on occurrence, fate, and effects." Environmental Pollution, 263, 114553.

Cousseau, M. B. y Perrota, R. G. (2000). Peces marinos de Argentina. Biología, distribución y pesca. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), Mar del Plata, Argentina. 163 pp.

Cox, K. D., Covernton, G. A., Davies, H. L., Dower, J. F., Juanes, F. y Dudas, S. E. (2019). Human consumption of microplastics. Environmental science & technology, 53(12), 7068-7074.

CREEBBA (2001). La pesca artesanal en la ría de Bahía Blanca. Indicadores de Actividad Económica 56: 20–26.

CTE (Comité Técnico Ejecutivo). (2003). Programa integral de monitoreo Bahía Blanca. http://www.bahiablanca.gov.ar/areas-de-gobierno/medio ambiente/comite-tecnico-ejecutivo/

CTE (Comité Técnico Ejecutivo). (2012). Programa integral de monitoreo Bahía Blanca. http://www.bahiablanca.gov.ar/areas-de-gobierno/medio ambiente/comite-tecnico-ejecutivo/

Cuadrado, D. G., Ginsberg, S. S. y Gómez, E. A. (2004). Geomorfología. En: Piccolo, M.C., Hoffmeyer, M. (Eds.), Ecosistema del Estuario de Bahía Blanca, Instituto Argentino de Oceanografía, Bahía Blanca, 29-38.

Dąbrowska, A. (2021). A roadmap for a plastisphere. Mar. Pollut. Bull. 167, 112322.

Dawson, A. L., Kawaguchi, S., King, C. K., Townsend, K. A., King, R., Huston, W. M. y Bengtson Nash, S. M. (2018). Turning microplastics into nanoplastics through digestive fragmentation by Antarctic krill. Nat. Commun. 9, 1e8.

Delucchi, F., Tombesi, N., Freije, R. y Marcovecchio, J. (2007). Butyltin compounds in sediments of the Bahía Blanca Estuary, Argentina. Environ. Monit. Assess. 132, 445 451.

Deng, Y., Zhang, Y., Lemos, B. y Ren, H. (2017). Tissue accumulation of microplastics in mice and biomarker responses suggest widespread health risks of exposure. Scientific reports, 7(1), 46687.

de Sá, L. C., Luís, L. G. y Guilhermino, L. (2015). Effects of microplastics on juveniles of the common goby (Pomatoschistus microps): confusion with prey, reduction of the predatory performance and efficiency, and possible influence of developmental conditions. Environmental pollution, 196, 359- 362.

Devriese, L. I., Van Der Meulen, M. D., Maes, T., Bekaert, K., Paul-Pont, I., Frère, L., Robbens, J. y Vethaak, A. D. (2015). Microplastic contamination in brown shrimp (*Crangon crangon*, Linnaeus 1758) from coastal waters of the Southern North Sea and Channel area. Marine Pollution Bulletin 98:179– 187.

Devriese, L. I., De Witte, B., Vethaak, A. D., Hostens, K. y Leslie, H. A. (2017). Bioaccumulation of PCBs from microplastics in Norway lobster (Nephrops norvegicus): An experimental study. Chemosphere, 186, 10-16.

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

Dutto, M. S., Kopprio, G. A., Hoffmeyer, M. S., Alonso, T. S., Graeve, M. y Kattner, G. (2014). Planktonic trophic interactions in a human impacted estuary of Argentina: a fatty acid marker approach. 10.1093/plankt/fbu012. Journal of Plankton Research, http://dx.doi.org/

EFSA (2016). Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria. Panel on Contaminants in the Food Chain. Statement on the presence of microplastics and nanoplastics in food, with particular focus on seafood. EFSA Journal, 14 (6): 4501.

Elías, R. (2015). Mar de plástico: Una revisión del plástico en el mar. Revista de Investigación y Desarrollo Pesquero, No. 27, pp. 83-105.

Eriksen, M., Lebreton, L. C. M., Carson, H. S., Thiel, M., Moore, C. J., Borerro, J. C., Galgani, F., Ryan, P. G. y Reisser, J. (2014). Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea. PLoS ONE, 9, e111913.

FAO. (2016). Temas de pesca y acuicultura. Tecnología de captura de peces. Hojas informativas sobre temas. En: Departamento de Pesca y Acuicultura de la FAO [en línea]. Roma. Actualizado el 4de enero de 2016. [Citado el 2 de noviembre de 2016].

Fernández-Severini, M., Hoffmeyer, M. y Marcovecchio, J. (2013). Heavy metals concentrations in zooplankton and suspended particulate matter in a southwestern Atlantic temperate estuary (Argentina). Environmental Monitoring Assessment 185: 1495–1513.

Fernández Severini, M. D., Villagran, D. M., Buzzi, N. S. y Chatelain Sartor, G. (2019). First evidence of microplastics in oysters (*Crassostrea gigas*) and water at the Bahía Blanca Estuary (Southwestern Atlantic): an emerging issue of international concern. Regional Studies in Marine Sciences 32:100829.

Fernández Severini, M. D., Buzzi, N. S., López, A. F., Colombo, C. V., Sartor, G. C., Rimondino, G. N. y Truchet, D. M. (2020). Chemical composition and abundance of microplastics in the muscle of

commercial shrimp *Pleoticus muelleri* at an impacted coastal environment (Southwestern Atlantic). Marine Pollution Bulletin, 161, 111700.

Ferreira, G. V., Barletta, M., Lima, A. R., Dantas, D. V., Justino, A. K. y Costa, M. F. (2016). Plastic debris contamination in the life cycle of Acoupa weakfish (*Cynoscion acoupa*) in a tropical estuary. ICES Journal of Marine Science, 73(10), 2695-2707.

Ferreira de Barros, M. S. F., dos Santos Calado, T. C. y de Sá Leitão Câmara de Araújo, M. (2020). Plastic ingestion lead to reduced body condition and modified diet patterns in the rocky shore crab Pachygrapsus transversus (Gibbes, 1850) (Brachyura: Grapsidae). Marine Pollution Bulletin, 156, 111249.

Fiori S. y Pratolongo P. D. (2020). The Bahía Blanca Estuary Ecology and Biodiversity. 581 pp. Elsevier.

Forero López, A. D., Truchet, D. M., Rimondino, G. N., Maisano, L., Spetter, C. V., Buzzi, N. S., Malanca, F. E., Nazzarro, M. S., Furlong, O. y Fernández Severini, M. D. (2021). Microplastics and suspended particles in a strongly impacted coastal environment: composition, abundance, surface texture, and interaction with metal ions. Sci. Total Environ. 754, 142143.

Freije, R. H., Asteasuain, R. O., Schmidt, A. S. y Zavatti, J. R. (1981). Relación de la salinidad y temperatura del agua con las condiciones hidrometeorológicas en la porción interna del estuario de Bahía Blanca. Instituto Argentino de Oceanografía, Contribución Científica Nº 57, 20 pp.

Freije, R. H. y Marcovecchio, J. (2004). Oceanografía Química. Ecosistema del Estuario de Bahía Blanca, 69-78.

Fries, E., Dekiff, J. H., Willmeyer, J., Nuelle, M. T., Ebert, M. y Remy, D. (2013). Identification of polymer types and additives in marine microplastic particles using pyrolysis-GC/MS and scanning electron microscopy. Environ Sci Process Impacts 15 (10), 1949–1956.

Fulton, T. W. (1904). The rate of growth of fishes. 22nd Annual Report, Part III. Fisheries Board of Scotland, Edinburgh, pp. 141–241.

Furfaro, G., D'Elia, M., Mariano, S., Trainito, E., Solca, M., Piraino, S. y Belmonte, G. (2022). SEM/EDX analysis of stomach contents of a sea slug snacking on a polluted seafloor reveal microplastics as a component of its diet. Sci. Rep. 12, 10244.

Gaiero, D. M., Probst, J. L., Depetris, P. J., Bidart, S. M. y Leleyter, L. (2003). Iron and other transition metals in Patagonian riverborne and windborne materials: geochemical control and transport to the southern South Atlantic Ocean. Geochimica et Cosmochimica Acta 67 (19), 3603-3623.

Galeano, N. A. (2017). Evaluación del potencial zoonótico de Contracaecum spp. (Nemotoda: Anisakidae) e Hysterothylacium spp. (Nemotoda: Raphidascarididae) como agentes de anisakidosis humana.

Galv˜ao, E. S., Santos, J. M., Lima, A. T., Reis, N. C., Orlando, M. T. D. y Stuetz, R. M. (2018). Trends in analytical techniques applied to particulate matter characterization: a critical review of fundamentals and applications. Chemosphere 199, 546–568.

GESAMP (2015). Fuentes, destino y efectos de los microplásticos en el medio ambiente marino: una evaluación global. (P. J. Kershaw,ed.). (OMI/FAO/UNESCOCOI/ONUDI/OMM/OIEA/ONU/PNUMA/PNUD Grupo Conjunto de Expertos sobre los Aspectos Científicos de la Protección del medio ambiente). Rep. Stud. GESAMP N° 90: 96 págs.

Giberto, D. A., Belleggia, M. y Bremec, C. S. (2017). El bentos como alimento de peces comerciales.

Gigault, J., Ter Halle, A., Baudrimont, M., Pascal, P. Y., Gauffre, F., Phi, T. L., El Hadri, H., Grassl, B. y Reynaud, S. (2018). Current opinion: what is a nanoplastic?. Environmental pollution, 235, 1030- 1034.

Hahladakis, J. N., Velis, C. A., Weber, R., Iacovidou, E. y Purnell, P. (2018). An overview of chemical additives present in plastics: migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling. J. Hazard. Mater. 344, 179–199.

Handy, R. D., Owen, R. y Valsami-Jones, E. (2008). The ecotoxicology of nanoparticles and nanomaterials: current status, knowledge gaps, challenges, and future needs. Ecotoxicology 17, 315–325.

Hale, R. C., Seeley, M. E., La Guardia, M. J., Mai, L. y Zeng, E. Y. (2020). A global perspective on microplastics. Journal of Geophysical Research: Oceans, 125(1), e2018JC014719.

Harrison, J. P., Schratzberger, M., Sapp, M. y Osborn, A. M. (2014). Rapid bacterial colonization of low-density polyethylene microplastics in coastal sediment microcosms. BMC microbiology, 14(1), 1-15.

Hartmann, N. B., Huffer, T., Thompson, R. C., Hassellov, M., Verschoor, A., Daugaard, A. E., Rist, S., Karlsson, T., Brennholt, N., Cole, M., Herrling, M. P., Hess, M. C., Ivleva, N. P., Lusher, A. L. y Wagner, M. (2019). Are we speaking the same language? Recommendations for a definition and categorization framework for plastic debris. Environmental Science & Technology. Vol 53/Issue 3.

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

Hassan, H. U., Mawa, Z., Ahmad, N., Zulfiqar, T., Sohail, M., Ahmad, H., Yaqoob, H., Bilal, M., Rahman, M. A., Ullah, N., Hossain, M. Y., Habib, A. y Arai, T. (2022). Estimativa do tamanho na maturidad sexual de 36 espécies capturadas por redes de arrasto de fundo no hábitat marinho do Baluchistão e Sindh, no

Mar Arábico, Paquistão, usando modelos de comprimento máximo (Lmax) e logístico (L50). Brazilian Journal of Biology, 84, e262603.

Hassan, H. U., Mahboob, S., Masood, Z., Riaz, M. N., Rizwan, S., Almisne, F., Abdelaziz, M. F. A., Alghanim, K. A., Gabol, K., Chatta, A. M., Khan, N. A., SAEED, y Waqar, M. (2023). Biodiversidad de especies de peces de aleta de importancia comercial capturadas con redes de arrastre de fondo y de media agua en las costas de Baluchistán y Sindh del Mar Arábigo, Pakistán: amenazas y conservación estrategias. Revista Brasileira de Biología, vol. 83, pág. e249211.

Hoffmeyer, M. S. (2004). Decadal change in zooplankton seasonal succession in the Bahía Blanca estuary, Argentina, following introduction of two zooplankton species. Journal of Plankton Research 26(2): 181–189.

Hossain, M. S., Rahman, M. S., Uddin, M. N., Sharifuzzaman, S. M., Chowdhury, S. R., Sarker, S. y Chowdhury, M. S. N. (2020). Microplastic contamination in Penaeid shrimp from the Northern Bay of Bengal. Chemosphere, 238, 124688.

Hossain, M. S., Saifullah, A. S. M., Uddin, M. J. y Rahaman, M. H. (2024). Assessment of microplastics in coastal ecosystem of Bangladesh. Ecotoxicol. Environ. Saf. 281, 116622.

IBM Corp. (2020). IBM SPSS Statistics for Windows (Version 27.0) [Computer software]. IBM Corp. Informe Anual - Variado Costero, 2021. INFORME DPP N° 03/2022. Ministerio de Agricultura, ganadería y Pesca Argentina.

Jabeen, K., Su, L., Li, J., Yang, D., Tong, C., Mu, J. y Shi, H. (2017). Microplastics and mesoplastics in fish from coastal and fresh waters of China. Environ Pollut 221:141–149.

Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R. y Law, K. L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. Science, 347(6223), 768-771.

Kazour, M., Jemaa, S., El Rakwe, M., Duflos, G., Hermabassiere, L., Dehaut, A., Le Bihanic, F., Cachot, J., Cornille, V., Rabhi, K., Khalaf, G. y Amara, R. (2020). Juvenile fish caging as a tool for assessing microplastics contamination in estuarine fish nursery grounds. Environmental Science and Pollution Research, 27, 3548-3559.

Lambert, S. y Wagner, M. (2018). Microplastics are contaminants of emerging concern in freshwater environments: an overview (pp. 1-23). Springer International Publishing. Basingstoke, Reino Unido. Volumen 58, ISBN 9783319616148.

Li, W. C., Tse, H. F. y Fok, L. (2016). Plastic waste in the marine environment: A review of sources, occurrence and effects. Science of the total environment, 566, 333-349.

Li, J., Liu, H. y Chen, J. P. (2018). Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. Water research, 137, 362-374.

Li, Y., Chen, G., Xu, K., Huang, K. y Wang, J. (2021). Microplastics environmental effect and risk assessment on the aquaculture systems from South China. Int. J. Environ. Res. Public Health 18 (4), 1869.

Limbozzi, F. y Leitào, T. E. (2008). Characterization of Bahía Blanca main existing pressures and their effects on the state indicators for surface and groundwater quality. En: Neves, R., Baretta, J., Mateus, M. (Eds.), Perspectives on integrated coastal zone management in South America, Lisboa, 315-331.

López Cazorla, A. (1987). Contribución al conocimiento de la ictiofauna marina del área de Bahía Blanca. Tesis Doctoral nº 488, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata (UNLP), Argentina, 247 pp.

López Cazorla, A. (1996). The food of Cynoscion striatus (Cuvier) (Pisces: Siaenidae) in the Bahía Blanca area, Argentina. Fisheries Research 28: 371–379.

López Cazorla, A. (2000). Age structure of the population of weakfisk *Cynoscion guatucupa* (Cuvier) in the Bahía Blanca waters, Argentina. Fisheries Research 46: 279-286.

López Cazorla, A. (2004). Peces. El Ecosistema del Estuario de Bahía Blanca. IADO, Bahía Blanca, Argentina, 191-201.

Lusher, A. L., Mchugh, M. y 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.

Lusher, A., Hernandez-Milian, G., O´Brien, J., Berrow, S., O´Connor, I. y Officer, R. (2015). Microplastic and macro plastic ingestión by a Deep diving, oceanic cetacean: The True's beaked whale Mesoplodon mirus. Environmental Pollution, 199, 185-191.

Lusher, A., Hollman, P. y Mendoza-Hill, J. (2017). Microplásticos en la pesca y la acuicultura: estado del conocimiento sobre su aparición e implicaciones para los organismos acuáticos y la seguridad alimentaria. Documento técnico de pesca y acuicultura de la FAO, 615.

Lusher, A. L., Bråte, I. L. N., Munno, K., Hurley, R. R. y Welden, N. A. (2020). Is it or isn't it: the importance of visual classification in microplastic characterization. Applied spectroscopy, 74(9), 1139- 1153.

Lusher, A. L., Welden, N. A., Sobral, P. y Cole, M. (2020). Sampling, isolating and identifying microplastics ingested by fish and invertebrates. In Analysis of nanoplastics and microplastics in food (pp. 119-148). CRC Press.

Macchi, G. (1998). Preliminary estimate of spawning frequency and batch fecundity of striped weakfish, Cynoscion striatus, in coastal waters of Buenos Aires province. Fish. Bull., U. S., 96: 375-381.

McGoran, A. R., Cowie, P. R., Clark, P. F., McEvoy, J. P. y Morritt, D. (2018). Ingestion of plastic by fish: a comparison of Thames estuary and firth of Clyde populations. Mar. Pollut. Bull. 137, 12–23.

McGoran, A. R., Clark, P. F., Smith, B. D. y Morritt, D. (2020). High prevalence of plastic ingestion by Eriocheir sinensis and Carcinus maenas (Crustacea: decapoda: Brachyura) in the Thames estuary. Environ. Pollut. 265, 114972.

Mallo, J. y Boschi, E. (1982). Contribución al conocimiento del camarón *Peisos petrunkevitchi* de la región de Mar del Plata (Crust, Dec, Serg.). Physis, serie A 41(100): 85- 98.

Mallo, J. (1984). Desarrollo larval y cultivo en laboratorio del camarón marino *Peisos petrunkevitchi* (Crus, Dec, Serg.). Tesis doctoral. Facultad Ciencias Naturales y Museo Universidad Nacional de La Plata. Argentina. 185 pp.

Mallo, J. C. y Cervellini, P. M. (1988). Identification, distribution and abundance of larvae and postlarvae of Artemesia longinaris, Pleoticus muelleri and *Peisos petrunkevitchi* (Crustacea, Decapoda, Penaeidae) in coastal waters of the Blanca bay (Buenos Aires province, Argentina). Journal of Aquaculture in the Tropics, 3:1-9.

Marcovecchio, J. E., Botté, S., Delucchi, F., Arias, A., Fernández Severini, M., De Marco, S., Tombesi, N., Andrade, S., Ferrer, L. y Freije R. H. (2008). Pollution Processes in Bahía Blanca Estuarine Environment. En: Neves, R., Baretta, J., Mateus, M. (Eds.), Perspectives on Integrated Coastal Zone Management in South America, Lisboa, 303–316.

Marshall, N. J., Jennings, K., McFarland, W. N., Loew, E. R. y Losey, G. S. (2003). Biología visual de los peces de arrecifes de coral hawaianos, Parte III, Luz ambiental y un enfoque integrado a la ecología de la visión de los peces de arrecife. Copeia 3, 467e480.

Mateos-Cardenas, A., O 'Halloran, J., Van Pelt, F. N. A. M. y Jansen, M. A. K. (2020). Rapid fragmentation of microplastics by the freshwater amphipod Gammarus duebeni (Lillj.). Sci. Rep. 10, 1e12.

Melo, W. D., Schillizi, R., Perillo, G. M. E y Piccolo, M. C. (2003). Influencia del área continental pampeana en la evaluación morfológica del estuario de Bahía Blanca. Asociación Argentina de Sedimentología. Vol 10 (1): 39-52.

Melo, W. (2004). Origen del estuario de Bahía Blanca. En: Piccolo MC, Hoffmeyer MS (eds) Ecosistema del Estuario de Bahía Blanca. Instituto Argentino de Oceanografía. Sapienza Ed, pp 21–27.

Molina, J. M., Blasina, G. y Cazorla, A. L. (2021). Ecology and biology of fish assemblages. The Bahía Blanca Estuary: Ecology and Biodiversity, 275-306.

Murray, F. y Cowie, P. R. (2011). Plastic contamination in the decapod crustacean Nephrops norvegicus (Linnaeus, 1758). Marine Pollution Bulletin, 62(6), 1207-1217.

Naji, A., Nuri, M. y Vethaak, A. D. (2018). Microplastics contamination in molluscs from the northern part of the Persian Gulf. Environ. Pollut. 235, 113–120.

Neto, J. G. B., Rodrigues, F. L., Ortega, I., Rodrigues, L. D. S., Lacerda, A. L., Coletto, J. L., Kessler, F., Cardoso, L. G., Madureira, L. y Proietti, M. C. (2020). Ingestion of plastic debris by commercially important marine fish in southeast-south Brazil. Environmental Pollution, 267, 115508.

Ocampo, M. y Santa Catarina, C. (2019). Plásticos en los océanos. INCyTU Of. Inf. Científica y Tecnológica para el Congr. La Unión, 34(6), 9-034.

Olivier, S., Bastida R. y Torti, M. R. (1968). Resultados de las campañas oceanográficas Mar del Plata I-V. Boletín del Instituto de Biología Marina 16: 1–85.

Ory, N. C., Sobral, P., Ferreira, J. L. y Thiel, M. (2017). Amberstripe scad Decapterus muroadsi (Carangidae) fish ingest blue microplastics resembling their copepod prey along the coast of Rapa Nui (Easter Island) in the South Pacific subtropical gyre. Science of the Total Environment, 586, 430-437.

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

Patiño Ruiz, M. A. (2019). Ecología trófica de pescadilla de red *Cynoscion guatucupa* (Cuvier, 1830), corvina rubia Micropogonias furnieri (Desmarest, 1823) y gatuzo Mustelus schmitti (Springer, 1939) en la costa y plataforma interior del sur de la provincia de Buenos Aires durante el año 2009.

Perillo, G. M. E. y Piccolo, M. C. (1991). Tidal response in the Bahía Blanca Estuary, Argentina. Journal of Coastal Research 7, 437-449.

Perillo, G. M. E., Piccolo, M. C., Parodi, E. y Freije, R. H. (2001). The Bahía Blanca Estuary, Argentina. In Coastal marine ecosystems of Latin America (pp. 205-217). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.

Perillo, G. M. E., Píccolo, M. C., Palma, E., Pérez, D. E. y Pierini, J. (2004). Oceanografía Física. In: Píccolo MC, Hoffmeyer MS (eds.), Ecosistema del Estuario de Bahía Blanca. Instituto Argentino de Oceanografía, Bahía Blanca, pp. 61-67.

Perry, M. C., Olsen, G. H., Richards, R. A. y Osenton, P. C. (2013). Predation on dovekies by goosefish over deep water in the Northwest Atlantic Ocean. Northeastern Naturalist, 20(1), 148-154.

Petriella, A. M. y Boschi, E. E. (1997). Crecimiento en crustáceos decápodos: resultados de investigaciones realizadas en Argentina. Investigaciones marinas, 25, 135-157.

Piccolo, M. C. y Perillo, G. M. (1990). Physical characteristics of the Bahía Blanca estuary (Argentina). Estuarine, Coastal and Shelf Science, 31(3), 303-317.

Piccolo, M. C. (2008). Climatological features of the Bahía Blanca Estuary. En: Neves, R., Baretta, J., Mateus, M. (Eds.), Perspectives on Integrated Coastal Zone Management in South America, Lisboa, 231–239.

Plastics Europe, 2019. Plásticos. Los hechos 2019. https://www.plasticseurope.org/es/resources/publications/1804plasticsfacts2019.

Possatto, F. E., Barletta, M., Costa, F., Ivar do Sul, A. J. y Dantas, D. V. (2011). Ingestión de desechos plásticos por bagres: un impacto inesperado en la pesca. Mar. Pollut. Bull. 62, 1098e1102.

Prata, J. C., da Costa, J. P., Lopes, I., Duarte, A. C. y Rocha-Santos, T. (2020). Environmental exposure to microplastics: An overview on possible human health effects. Science of the total environment, 702, 134455.

Radonic, M. (1997). Diversidad, abundancia y aspectos tróficos de la fauna ictícola acompañante de la captura del camarón y langostino, frente a las costas de Mar del Plata, Argentina (Doctoral dissertation, Universidad Nacional de Mar del Plata. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales).

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.

Ruarte, C., Lasta, C. y Carozza, C. (2004). Pescadilla de red (*Cynoscion guatucupa*). El mar argentino y sus recursos pesqueros, 4, 271-281.

Santillán, M. (2018). Una vida de plástico. Ciencia UNAM. https://acortar. link/8rDdR7.

Santucci, L., Fernández-Severini, M. D., Rimondino, G. N., Colombo, C. V., Prieto, G., Forero-López, A. D. y Carol, E. S. (2024). Assessment of meso- and microplastics distribution in coastal sediments and waters at the middle estuary of the Río De La Plata, Argentina (SW Atlantic Ocean). Science of the Total Environment, 914, 170026.

Sardiña, P. (2004). Ecología trófica de estadios juveniles de los esciénidos dominantes en el estuario de Bahía Blanca. Pescadilla de red (*Cynoscion guatucupa*) y corvina rubia (*Micropogonias furnieri*).

Sardiña, P. y López Cazorla, A. C. (2005). Feeding habits of the juvenile striped weakfish, *Cynoscion guatucupa* Cuvier 1830, in Bahía Blanca estuary (Argentina): seasonal and ontogenetic changes. Hydrobiologia, 532, 23-38.

Savoca, M. S., Tyson, C. W., McGill, M. y Slager, C. J. (2017). Odours from marine plastic debris induce food search behaviours in a forage fish. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 284(1860), 20171000.

Savoca, S., Matanović, K., D'Angelo, G., Vetri, V., Anselmo, S., Bottari, T., Mancuso, M., Kužir, S., Spanò, N., Capillo, G., Di Paola, D., Valić, D. y 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, 7.

Schmidt, C., Krauth, T. y Wagner, S. (2017). Export of plastic debris by Rivers into the sea. Environ Sci Technol 51:12246–12253.

Schneider, J., Akbar, M. I., Dutroncy, J., Kiesler, D., Leins, M., Schulz, A., Walker, M., Schumacher, U. y Stroth, U. (2019). Silicon oxide barrier coatings deposited on polymer materials for applications in food packaging industry. Plasma Process. Polym. 6, S700–S704.

Shaw, D.G. y Day, R.H. (1994). Colour- and form-dependent loss of plastic microdebris from the North Pacific Ocean. Marine Pollution Bulletin 28, 39–43.

Shrivastava, A. (2018). Introduction to plastics engineering. Cambridge: William Andrew.

Siddique, M. A. M., Uddin, A., Bhuiya, A., Rahman, S. M. A. y Kibria, G. (2023). Occurrence, spatial distribution, and characterization of microplastic particles in the salt pans from the Southeastern part of the Bay of Bengal. Regional Studies in Marine Science, vol. 61, pág. 102846.

Smith, M., Love, D. C., Rochman, C. M. y Neff, R. A. (2018). Microplásticos en los mariscos y sus implicaciones para la salud humana. Curr Environ Health Rep. 5, 375–386.

Spangenberg, D. K., Fuhrman, A. E., Larsen, D. A. y Beckman, B. R. (2023). A correlation between seasonally changing photoperiod, whole body lipid, and condition factor in juvenile spring Chinook salmon (Oncorhynchus tshawytscha). PLoS ONE 18(5): e0285380.

Stuart, B. H. (2002). Análisis de polímeros. Chichester, Reino Unido; Nueva York: John Wiley and Sons.

Sussarellu, R., Suquet, M., Thomas, Y., Lambert, C., Fabioux, C., Pernet, M. E. J. L., Goïc, N., Quillien, V., Mingant, C., Epelboin, Y., Corporeau, C., Guyomarch, J., Robbens, J., PaulPont, I., Soudant, P. y Huvet, A. (2016). Oyster reproduction is affected by exposure to polystyrene microplastics. Proceedings of the national academy of sciences, 113(9), 2430-2435.

Rochman, C. M., Hoh, E., Kurobe, T. y Teh, S. J. (2013). El plástico ingerido transfiere sustancias químicas peligrosas a los peces e induce estrés hepático. Sci. Rep. 3, 3263.

Tecnología del Plástico (2004). América Latina: ¿Que se fabrica en plástico? http://www.plastico.com/temas/AmericaLatina,Quesefabricaenplastico+3031188.

Thompson, R. C., Swan, S. H., Moore, C. J. y Vom Saal, F. S. (2009). Our plastic age. Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci, 364, 1973-1976.

Tombesi, N. B., Pistonesi, M. F. y Freije, R. H. (2000). Physico-chemical characterisation and quality improvement evaluation of primary treated municipal waste water in the City of Bahía Blanca (Argentina). Ecology Environment and Conservation 6, 147-151.

Truchet, D. M., López, A. F., Ardusso, M. G., Rimondino, G. N., Buzzi, N. S., Malanca, F. E., Spetter, C. V. y Fernández Severini, M. (2021). Microplastics in bivalves, water and sediments from a touristic sandy beach of Argentina. Marine Pollution Bulletin, 173, 113023.

Truchet, D. M., Ardusso, M. G., Forero-López, A. D., Rimondino, G. N., Buzzi, N. S., Malanca, F., Spetter, C. V. y Fernández-Severini, M. D. (2022). Tracking synthetic microdebris contamination in a highly urbanized estuary through crabs as sentinel species: An ecological trait-based approach. Science of the Total Environment, 837, 155631.

Tseng, H. C., You, W. L., Huang, W., Chung, C. C., Tsai, A. Y., Chen, T. Y., Lan, K. W. y Gong, G. C. (2020). Seasonal variations of marine environment and primary production in the Taiwan Strait. Frontiers in Marine Science 7.

Turner, J. T. (2004). The importance of small planktonic copepods and their roles in pelagic marine food webs. Zool Stud 43:255–266.

Vazzoler, G. (1975). Distribucao da fauna de peixes demersais e ecología dos Sciaenidae da plataforma continental brasileira, entre las latitudes 29º 21’ S (Torres) e 33º 41’ S (Chui). Bol. Inst. Oceanogr., Sao Paulo 24: 85-169.

Velzeboer, I., Kwadijk, C. J. A. F. y Koelmans, A. A. (2014). Strong sorption of PCBs to nanoplastics, microplastics, carbon nanotubes, and fullerenes. Environmental science & technology, 48(9), 4869-4876.

Villagran, D. M., Trucheta, D. M., Buzzia, N. S., Forero López, A. D. y Fernández Severini, M. D. (2020). A baseline study of microplastics in the burrowing crab (Neohelice granulata) from a temperate southwestern Atlantic estuary. Marine Pollution Bulletin 150: 110686.

Walkinshaw, C., Lindeque, P. K., Thompson, R., Tolhurst, T. y Cole, M. (2020). Microplastics and seafood: lower trophic organisms at highest risk of contamination. Ecotoxicol. Environ. Saf. 190, 110066.

Wang, W., Ndungu, A. W., Li, Z. y Wang, J. (2017). Microplastics pollution in inland freshwaters of China: A case study in urban surface waters of Wuhan, China. Science of the Total Environment, 575, 1369- 1374.

Wang, W., Ge, J. y Yu, X. (2020). Bioavailability and toxicity of microplastics to fish species: a review. Ecotoxicology and environmental safety, vol. 189, pág. 109913.

Wang, Z., Fan, L., Wang, J., Zhou, J., Ye, Q., Zhang, L., Xu, G. y Zou, J. (2021). Impacts of microplastics on three different juvenile shrimps: investigating the organism response distinction. Environ. Res. 198, 110466.

Welden, N. A. y Cowie, P. R. (2016). "Environmentally relevant microplastic exposure affects reproduction and offspring growth." Environmental Pollution, 218, 182-189.

Woodall, L. C., Sanchez-Vidal, A., Canals, M., Paterson, G. L. J., Coppock, R., Sleight, V., Calafat, A., Rogers, A. D., Narayanaswamy, B. E. y Thompson, R. C. (2014). The deep sea is a major sink for microplastic debris. Royal Society Open Science, 1(4), 140317.

Wright, S. L., Thompson, R. C. y Galloway, T. S. (2013). The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. Environmental Pollution, 178, 483–492.

Wright, S. L. y Kelly, F. J. (2017). Plastic and human health: a micro issue?. Environmental science & technology, 51(12), 6634-6647.

7. **ANEXO**

Análisis de SEM/EDX

Fragmento de MPs

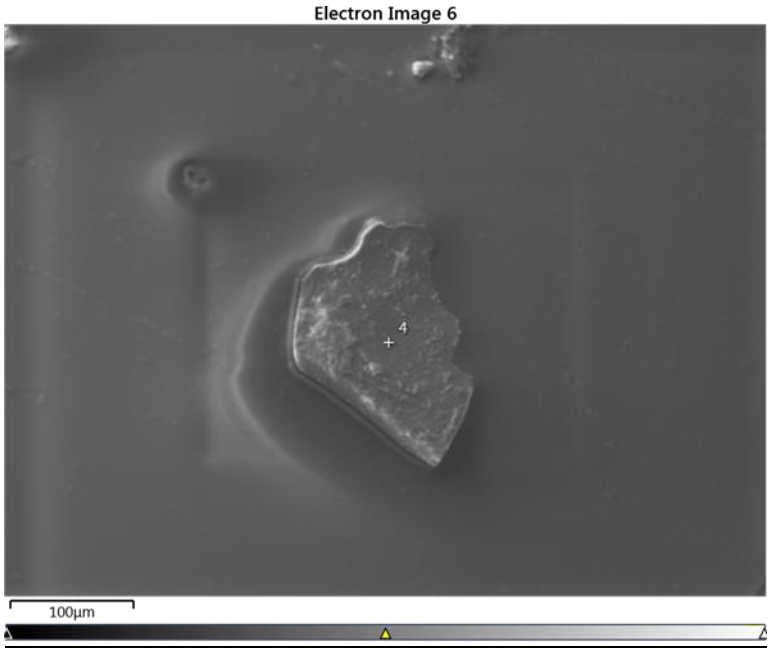


Figura 1a. Imagen SEM de fragmento de MPs.

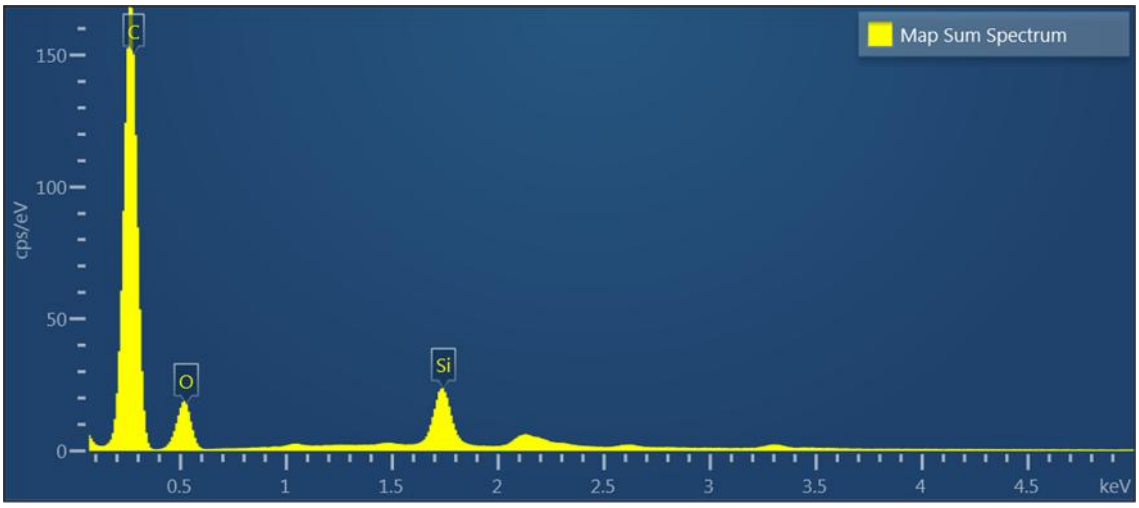


Figura 1b. Mapeo general de correspondiente a MPs de la Figura 1a.

Tabla 1a. Tabla con los valores del porcentaje atómico correspondientes a cada elemento detectado en el fragmento.

Map Sum Spectrum				
Element	**Line Type**	**Weight %**	**Weight % Sigma**	**Atomic %**
C	K series	76.60	0.11	81.94
O	K series	21.28	0.11	17.09
Si	K series	2.11	0.01	0.97
Total		100.00		100.00

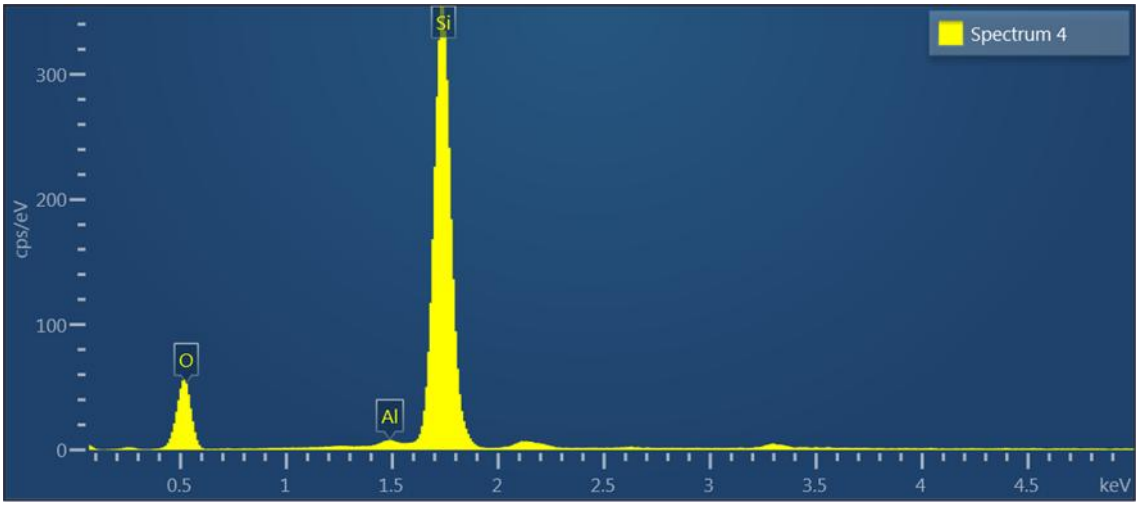


Figura 1c. Espectro puntual del fragmento presentado en la figura 1a.

Tabla 1b. Valores del porcentaje atómico correspondientes a cada elemento detectado sobre la superficie de fragmento de MPs de la Figura 1a.

Spectrum 4				
Element	**Line Type**	**Weight %**	**Weight % Sigma**	**Atomic %**
O	K series	45.88	0.23	59.80
Si	K series	53.27	0.23	39.55
Al	K series	0.85	0.04	0.66
Total		100.00		100.00

Fibra de MPs

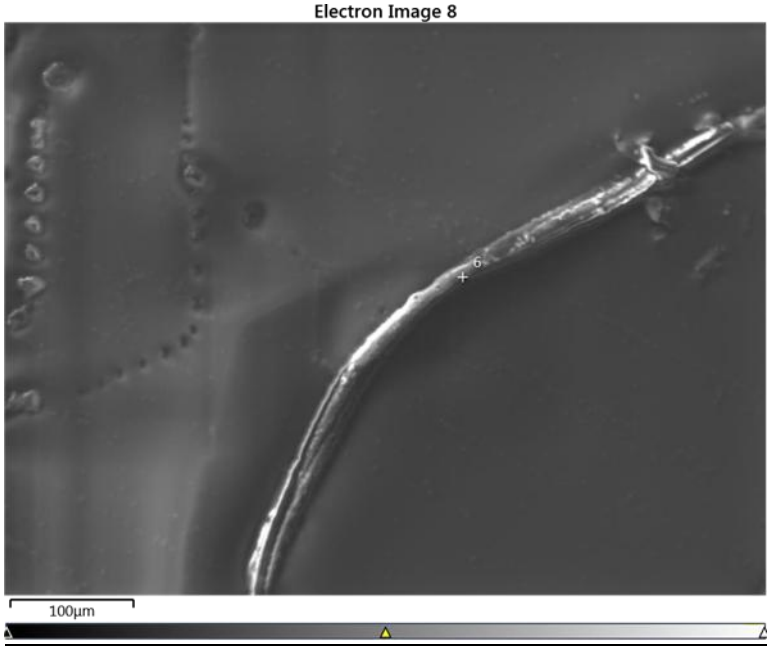


Figura 2a. Imagen SEM de una fibra.

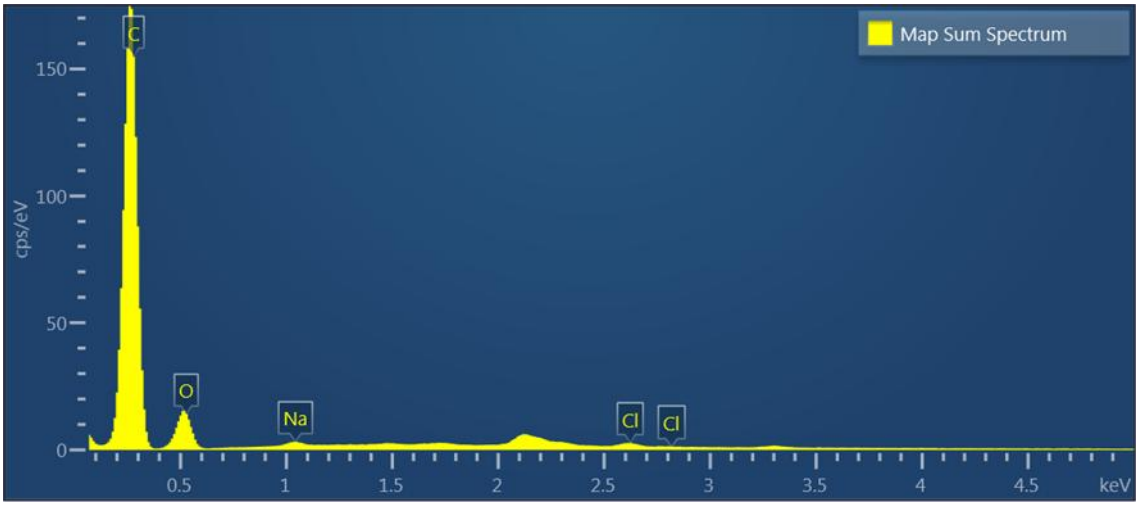


Figura 2b. Mapeo general de correspondiente a la fibra de la figura 2a.

Tabla 2a. Tabla con los valores del porcentaje atómico correspondientes a cada elemento detectado en la fibra de la Figura 2a.

Map Sum Spectrum				
Element	**Line Type**	**Weight %**	**Weight % Sigma**	**Atomic %**
O	K series	20.72	0.13	16.46
Na	K series	0.30	0.01	0.17
Cl	K series	0.22	0.01	0.08
C	K series	78.75	0.13	83.30
Total		100.00		100.00

Fragmento de MPs

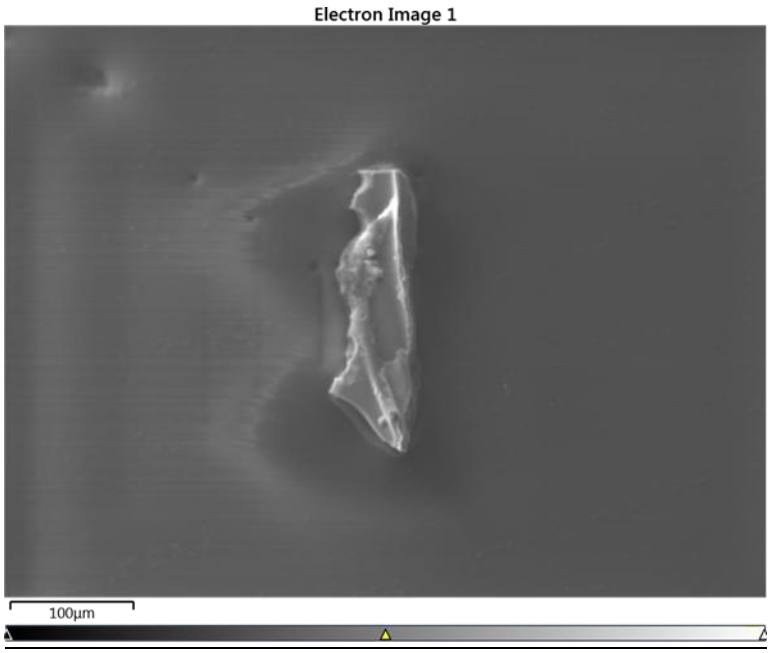


Figura 3a. Imagen SEM de un fragmento.

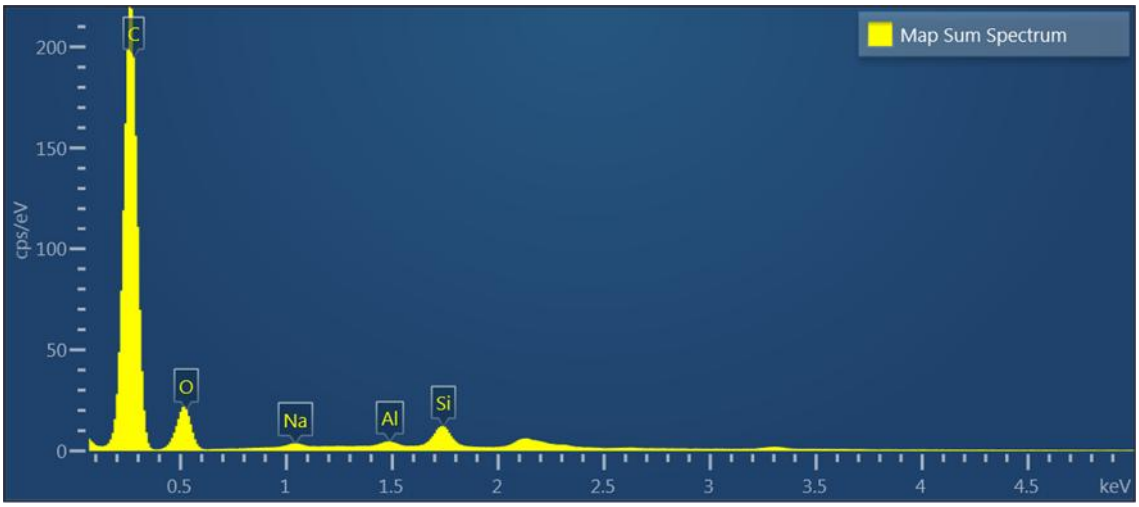


Figura 3b. Mapeo general de correspondiente al fragmento de la figura 3a.

Tabla 3a. Tabla con los valores del porcentaje atómico correspondientes a cada elemento detectado en el fragmento de la Figura 3a.

Map Sum Spectrum				
Element	**Line Type**	**Weight %**	**Weight % Sigma**	**Atomic %**
O	K series	21.17	0.11	16.91
Al	K series	0.22	0.01	0.10
Si	K series	0.85	0.01	0.39
C	K series	77.49	0.11	82.45
Na	K series	0.27	0.01	0.15
Total		100.00		100.00