



**FACULTAD DE CIENCIAS DE LA NATURALEZA
ESCUELA DE MEDICINA VETERINARIA
CARRERA DE MEDICINA VETERINARIA
SEDE CONCEPCIÓN**

**OCURRENCIA ESTACIONAL DE MICROPLÁSTICOS Y SU RELACIÓN
CON EL CONSUMO DE PRESAS DE INTERÉS PESQUERO EN *Otaria
byronia* DE ISLAS CULLINTOS, REGIÓN DEL BIOBÍO.**

Memoria para optar al título de Médico Veterinario

Profesor Tutor: Mg. Marcelo Alejandro Raby Cifuentes. MV.
Profesor guía: Dra. (c) Andrea Alejandra Cisterna Concha. Biól.
Estudiante: Felipe Ignacio Oyarzún Córdova

® Felipe Ignacio Oyarzún Córdova, Marcelo Alejandro Raby Cifuentes, Andrea Alejandra Cisterna Concha

Se autoriza la reproducción parcial o total de esta obra con fines académicos, por cualquier forma, medio o procedimiento, siempre y cuando se incluya la cita bibliográfica del documento

**Concepción, Chile
2024**

CALIFICACIÓN DE LA MEMORIA

En Concepción, el día...11...de...Noviembre...de 2024, los abajo firmantes dejan constancia que el(la) alumno(a)Felipe Ignacio Oyarzún Córdova de la carrera de MEDICINA VETERINARIA ha aprobado la memoria para optar al título de MÉDICO VETERINARIO con una nota de...6,7....

Dra. Juana Paola Correa Galaz. MV.
Profesora evaluadora

Mg. Mónica Liliana Araya Opitz. MV.
Profesora evaluadora

Mg. Marcelo Alejandro Raby Cifuentes MV.
Profesor tutor

Dedicada a quien, sin saberlo, fue parte de esto.

AGRADECIMIENTOS

Le agradezco profundamente al Centro de Estudios de Mastozoología Marina por darme un lugar, apoyar mis investigaciones y, junto a donantes anónimos, financiar el desarrollo de esta memoria

Gracias a Fernanda, de Caleta Chome, por su ayuda en los muestreos y por ser una gran capitana junto con su padre, Carlos. Gracias a Heraldo, Daniela y al Centro Bahía Lomas de la Universidad Santo Tomás, por abrirme las puertas de su laboratorio para desarrollar mis experimentos, a Diego de la Universidad de Valparaíso, a mis compañeros y profesores de la Universidad Nacional de Mar del Plata por resolver todas mis dudas respecto a la metodología y a Bárbara de la Universidad de Los Lagos y Constanza de la Universidad de Magallanes por su ayuda en la identificación de restos duros.

Sobre todo a Francisca, Carolina y todos mis amigos y familia que estuvieron apoyándome durante el desarrollo de esta memoria y me escucharon las infinitas veces que les hablé de ella. En especial a Camila y Don Gonzalo quienes me asesoraron constantemente y a mis profesores Marcelo y Andrea por acompañarme, guiarme y corregirme una infinidad de veces.

En especial gracias a Aiden, por las largas noches que pasó conmigo mientras trabajaba en esta memoria, aguantando el sueño y el frío juntos

TABLA DE CONTENIDOS

TABLA DE CONTENIDOS	vi
ÍNDICE DE FIGURAS	vii
ÍNDICE DE TABLAS	vii
RESUMEN	1
ABSTRACT	2
1. INTRODUCCIÓN	3
2. HIPÓTESIS	8
3. OBJETIVOS	9
4. MATERIALES Y MÉTODOS	10
5. RESULTADOS	17
6. DISCUSIÓN	22
7. CONCLUSIONES	26
8. FINANCIAMIENTO	28
9. REFERENCIAS	29
10. ANEXOS	51

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Distribución de <i>Otaria byronia</i>	5
Figura 2. Ubicación de la colonia en la Región del Biobío	11
Figura 3. Esquema de la digestión química	13
Figura 4. Generalidades de los microplásticos	17
Figura 5. Número de partículas por estación.	19
Figura 6. Correlación entre la ocurrencia y número de partículas	21

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Características de las muestras filtradas en cada estación.	14
Tabla 2. Prueba de Shapiro-Wilk para el número de partículas.	18
Tabla 3. Presas identificadas y su ocurrencia porcentual.	20

RESUMEN

Los microplásticos son polímeros cuyo tamaño va desde los 0,01 hasta los 5mm y que se han detectado en diferentes ecosistemas. Se distribuyen por él ingresando a la trama trófica, afectando de forma negativa la salud de organismos, incluyendo a mamíferos marinos. Los cuales, por sus características, se han convertido en modelo de estudio e indicadores de la salud ecosistémica

Otaria byronia es un pinnipedo ampliamente distribuido en Chile. Se caracteriza porque posee alta interacción con la pesca y acuicultura y en el cual ya se ha reportado consumo de microplásticos. Sin embargo, hay pocos estudios sobre cómo factores ambientales o tróficos podrían influir en la dinámica de estos contaminantes.

Con el objetivo de evaluar la relación entre la dieta de *O. byronia* y la ingesta de contaminantes, se tomaron 72 muestras durante tres estaciones (otoño e invierno 2022 y verano 2023) desde la colonia “Islas Cullintos”. Estas fueron analizadas en búsqueda de microplásticos y ocurrencia de presas de importancia pesquera. A través de digestión con hidróxido de potasio (KOH) se aislaron e identificaron los microplásticos y la ocurrencia de presas se realizó a través de la identificación de restos duros.

Se identificaron partículas del tipo fibra (94,95%) y fragmentos (5,95%). La mayor parte de los microplásticos era de color azul (34,52%) y negro (26,19%). El número de microplásticos (NP) promedio fue de $1,44 \pm 1,39$ partículas por gramo mientras que la dieta se encontraba predominada por teleósteos, decápodos, asteroideos y cefalópodos.

Los resultados son concordantes con estudios previos sobre la presencia de microplásticos en pinnípedos, siendo importante considerar la contaminación externa en las muestras. Aunque se observó una menor prevalencia en verano (56,65%) que en invierno (75,00%), no se encontraron diferencias significativas entre estaciones ($p\text{-value}=0,4097$) ni relación entre la ocurrencia presas y NP ($p\text{-value}>0,05$).

Se recomienda el análisis químico de los microplásticos mediante FTIR para futuras investigaciones mientras que la potencial transferencia trófica de microplásticos en lobos marinos evidencia la necesidad de evaluar la contaminación en presas pesqueras y su posible impacto en la salud ambiental, destacando la utilidad del lobo marino común como biomonitor de contaminación.

Palabras clave: Lobo marino común, Microplásticos, Transferencia trófica

ABSTRACT

Microplastics are polymers ranging from 0.01 to 5 mm in size and have been detected across various ecosystems. They disperse within the ecosystem, entering the food web and negatively impacting the health of organisms, including marine mammals, which have become key models for studying and monitoring ecosystem health.

Otaria byronia is a pinniped widely distributed in Chile, characterized by its high interaction with fisheries and aquaculture, and has already been reported to ingest microplastics. However, there are few studies on how environmental or trophic factors may influence the dynamics of these contaminants.

To assess the relationship between the diet of *O. byronia* and contaminant ingestion, 72 samples were collected during three seasons (fall and winter 2022 and summer 2023) from the “Islas Cullintos” colony. These were analyzed for microplastics and the occurrence of prey of fishing importance. Microplastics were isolated and identified through digestion with potassium hydroxide (KOH), and prey occurrence was determined by identifying hard remains.

Fiber particles (94.95%) and fragments (5.95%) were identified. Most microplastics were blue (34.52%) and black (26.19%). The average number of microplastics (NP) was 1.44 ± 1.39 particles per gram, while the diet was dominated by teleosts, decapods, asteroids, and cephalopods.

The results align with previous studies on the presence of microplastics in pinnipeds, highlighting the importance of considering external contamination in samples. Although a lower prevalence was observed in summer (56.65%) than in winter (75.00%), no significant differences were found between seasons ($p\text{-value}=0.4097$) nor any relationship between prey occurrence and NP ($p\text{-value}>0.05$).

Chemical analysis of microplastics using FTIR is recommended for future research, while the potential trophic transfer of microplastics in sea lions underscores the need to assess contamination in fishing prey and its possible environmental health impact, highlighting the utility of the South American sea lion as a biomonitor of contamination.

Keywords: South American sea lion, Microplastics, Trophic transfer

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Microplásticos y su presencia en el ecosistema

Los microplásticos son polímeros sintéticos cuyo tamaño va desde los 0,01 hasta los 5 mm, pudiendo ser clasificados según su forma (fragmentos y filamentos), origen (primarios, si fueron manufacturados de este tamaño, y secundarios, si son remanentes de plásticos más grandes) y color (Estahbanati y Fahrenfeld, 2016; Lusher et al., 2020, Rillig, et al., 2012). Se diferencian de los nanoplásticos principalmente porque estos poseen un tamaño inferior a 100 nm (Jambeck et al., 2015; Shen et al., 2019). La presencia de microplásticos se ha registrado tanto a nivel ambiental (Castillo, 2020; Castillo et al. 2020, De la Torre et al., 2020; Jorquera et al., 2021, Pozo et al., 2020) como en componentes bióticos, desde el zooplancton hasta mamíferos marinos (Bessa et al., 2018, 2019; Carlsson et al., 2021; Le Guen et al., 2020; Ory et al., 2018; Pozo et al., 2019; Zhu et al., 2019).

El ingreso de contaminantes al medio marino se produce principalmente a partir de actividades terrestres y marítimas como el drenaje de desechos industriales, domésticos y desde plantas de tratamientos de aguas (Alomar et al., 2016; Auta et al., 2017; Lee et al., 2014; Murphy et al., 2016). Tal como los procesos oceanográficos permiten la circulación de nutrientes y estructura de los ecosistemas marinos (Ludwig et al., 2009; Lukyanova et al., 2015; Setälä et al., 2018), estudios sugieren que estos procesos afectan la distribución de los contaminantes en el ecosistema y organismos (Abou Samra et al., 2021; Desforges et al., 2014; Prasad y Anuprakash, 2016).

1.2 Presencia de microplásticos en mamíferos marinos

Los mamíferos marinos son un grupo de animales de diferentes órdenes taxonómicos que se han adaptado evolutivamente a la vida en el mar y que surgieron hace aproximadamente 50 millones de años (Thewissen et al., 2009). Entre estos podemos encontrar mustélidos (Mustelidae), los cetáceos (Cetacea), los sirénidos (Sirenidae), algunos úrsidos (Ursidae) y los pinnípedos. En este último se incluyen a los otáridos (Otariidae), fócidos (Phocidae) y odobénidos (Odobenidae) (Jefferson et al., 2008). El grupo de los pinnípedos, se caracteriza principalmente por estar adaptados para vivir en tierra y en mar y muchas veces desarrollarse cerca de comunidades humanas (Denkinger et al., 2015; Ebmer et al., 2020; Heath y Perrin, 2008; Schlatter, 1976).

El lobo marino común (*Otaria byronia*¹), es un pinnípedo que se distribuye en toda la costa chilena (Figura 1) (Crespo et al., 2021; Huckstadt et al., 2016) y en el que ya se ha reportado el consumo de microplásticos (Ayala et al., 2021; Perez-Venegas et al., 2020). Interactúa a nivel ecológico y operacional con la pesca (Ramos et al., 2020; Reyes et al., 2013; Sepúlveda et al., 2007), existiendo registros de presas de interés pesquero en su dieta, como son la merluza (*Merluccius gayi*) o la sardina (*Strangomera bentincki*), entre otros, (Aguayo y Maturana, 1973; Hückstädt et al., 2007; Muñoz et al., 2013; Neira et al., 2021). Investigaciones recientes también han registrado la presencia de microplásticos en los tractos digestivos de estos peces (Pozo et al., 2019).

Los microplásticos se encuentran biodisponibles para los mamíferos marinos a través de la alimentación (Zantis et al., 2021), de manera directa al ingerir partículas en suspensión (Germanov et al., 2018) o de manera indirecta (transferencia trófica) a través de sus presas (Burkhardt-holm y N'Guyen, 2019; Nelms et al., 2019a; Smiroldo et al., 2019; Santillán et al., 2020; Moore et al., 2022). Siendo esta última vía la más importante en la ingesta de microplásticos (Zantis et al., 2022), existiendo correlación

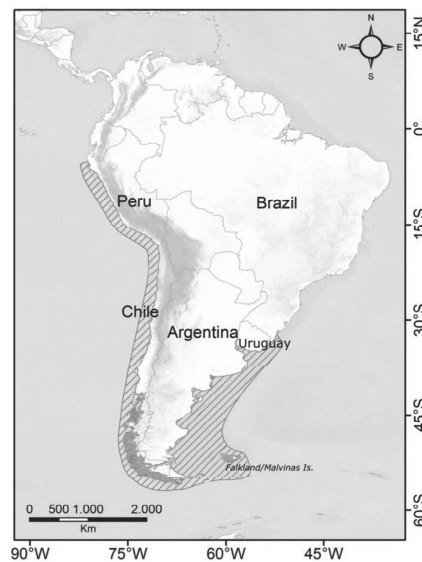
Nota al pie de página

¹ *O. byronia* es el nombre aceptado por el Comité taxonómico de mamíferos marinos (Committee on Taxonomy, 2023) pero autores sudamericanos insisten en el uso de *O. flavescens* como nombre correcto.

positiva entre el consumo de presas y la concentración de microplásticos en heces (Nelms et al. 2019a)

Debido al solapamiento de hábitat e interacciones que existen entre mamíferos marinos y poblaciones humanas, estudiar la presencia, dinámica y efectos de contaminantes en estos animales permite aproximarnos sobre cómo estos procesos podrían suceder en humanos (Alimba y Faggio, 2019; Bossart, 2011; Ross, 2000). Ya que la transferencia trófica es la principal vía descrita en humanos para el consumo de microplásticos y otros contaminantes (Van Cauwenberghe y Janssen, 2014; Smith et al., 2018).

Figura 1. Distribución de *Otaria byronia*



Otaria byronia se distribuye desde la costa de Perú hasta la costa de Uruguay, extendiéndose incluso hasta las Islas Malvinas en Argentina. Adaptado de "South American Sea Lion (*Otaria flavescens*, Shaw 1800)" por E.A. Crespo, L.R. de Oliveira y M. Sepúlveda, 2021. En: Heckel, G. y Schramm, Y. (eds) Ecology and Conservation of Pinnipeds in Latin America, p.96 (https://doi.org/10.1007/978-3-030-63177-2_6).

Derechos reservados 2021 Springer imprint

1.3 Microplásticos y su impacto en la salud animal

El consumo de microplásticos se asocia a efectos nocivos en organismos por su capacidad de absorber y transportar contaminantes (Castillo, 2020; Koelmans et al., 2016, 2021; Liao y Yang, 2020; Selvam et al., 2021) influyendo en el sistema inmune y endocrino (Carbery et al., 2018; Guzzetti et al., 2018; Smith et al., 2018), reduciendo su tasa de supervivencia (Mason et al., 2022). Esto genera también efectos citotóxicos y genotóxicos en humanos y otros vertebrados (Çobanoğlu et al., 2021; Hwang et al., 2019; Salimi et al., 2022).

En animales, el consumo de microplásticos y su interacción con la biota intestinal, se asocia a efectos negativos como: alteraciones del metabolismo hepático, disfunción de la barrera intestinal, pérdida de peso, integración de nutrientes alterada, reducción del rendimiento digestivo y alteraciones reproductivas (Huang et al., 2020; Jin et al., 2018,2019; Ju et al., 2019; Lu et al., 2018; Wang et al., 2021a; Zhu et al., 2018a,2018b).

Fossi *et al.* (2016) sugieren la existencia efectos tóxicos en ballena fin (*Balaenoptera physalus*) al encontrar altos niveles de contaminantes asociados a polución plástica en la columna de agua y en la capa de grasa de estos animales, causando estrés oxidativo y disrupción endocrina en los animales; también descrito por Mancia et al. (2021). Por otro lado, Peñin *et al.* (2018), describen supresión *in vitro* de la actividad de células *Natural Killer* (NK) de lobo marino californiano (*Zalophus californianus*), donde ya se han relacionado los microplásticos con alta prevalencia de carcinoma en poblaciones silvestres (Randhawa et al. 2015; Ylitalo et al. 2005).

En general, se sugiere una mayor susceptibilidad a agentes infecciosos producto de la supresión del sistema inmune (Desforges et al., 2016; Numberger, et al., 2021; Ross, 2002). Así mismo, en cetáceos varados y cuya muerte se debió a causas infecciosas, se han encontrado mayores cantidades de microplásticos en su tracto digestivo que en aquellos que vararon por cuadros no infecciosos (Nelms et al., 2019b; Numberger et al., 2021). Existen algunos reportes de la ingesta de microplásticos por mamíferos marinos en Perú y Argentina (Ayala et al, 2021; Denuncio et al., 2011,2017;

Santillán et al., 2020), en Chile hay pocos estudios al respecto (Pérez-Venegas et al., 2018,2020) y ninguno hace alusión a sus efectos en la salud animal ni a su relación con el consumo de presas.

1.4 Justificación y planteamiento del problema

La dinámica de los microplásticos, así como sus efectos ambientales y en seres vivos es objeto de estudio constante y se han vuelto una problemática internacional (Kramm y Völker, 2018; Li, 2022; Xiang et al., 2022). Estudiar la presencia y efectos en modelos animales que se caracterice por ser excelentes indicadores de la salud oceánica e interactuar frecuentemente con poblaciones humanas (Evans et al., 2014), podría dar directrices de los posibles efectos en la salud de los seres humanos (Fossi et al., 2020).

Otaria byronia posee una larga data de interacción vinculada a las comunidades humanas costeras, ya sea a través de la caza por su piel y carne o por la interacción con la pesca y acuicultura (Sepúlveda et al., 2007), además de compartir recursos alimentarios y variar su dieta en el tiempo (Zenteno et al., 2015), se vuelve un candidato ideal para el estudio de contaminantes (Bossart, 2011; Moore, 2008). Pese a esto, no hay mayor información sobre cómo los cambios ambientales afectan la biodisponibilidad de microplásticos ni cómo la ubicación de las colonias, el uso de hábitat y la selección de presas puede influir en la ingesta de éstos (Nelms et al, 2019a; Pérez-Venegas et al., 2018,2019; Zantis et al., 2021).

Por otro lado, existen cambios en la disponibilidad de microplásticos en el ambiente durante diferentes estaciones del año (Sá et al., 2022) y que *O. byronia* se alimenta de presas en las cuales se ha identificado la presencia de estos contaminantes (Salamanca et al., 2019). Por lo cual, y considerando los antecedentes previamente planteados, es importante realizar estudios que nos permitan determinar cómo el consumo de microplásticos varía en diferentes estaciones del año y cómo la preferencia de presas influiría en la ingesta de contaminantes en estos animales, teniendo en cuenta que, al compartir recursos y hábitat, podrían ser un reflejo de un proceso que pudiera ocurrir de manera similar en humanos.

2. HIPÓTESIS

2.1 Hipótesis 1 (H_1)

La ocurrencia de microplásticos en las heces de lobos marinos pertenecientes a la colonia 'Islas Cullintos' en la Región del Biobío varía durante las diferentes estaciones del año.

2.2 Hipótesis 2 (H_2)

Existe una correlación positiva entre el consumo de presas de interés pesquero y la cantidad de microplásticos encontrados en las heces de lobos marinos pertenecientes a la colonia 'Islas Cullintos' en la Región del Biobío.

3. OBJETIVOS

3.1 Objetivo general

- Evaluar la ocurrencia estacional de microplásticos encontrados en heces de lobos marinos pertenecientes a la colonia “Islas Cullintos” de la región del Biobío y su relación con el consumo de presas de interés pesquero.

3.2 Objetivos específicos

- Comparar el número de microplásticos en heces de lobos marinos provenientes de la colonia “Islas Cullintos” de la Región del Biobío durante diferentes estaciones del año.
- Determinar la ocurrencia y contribución numérica de presas de interés pesquero en heces de lobos marinos pertenecientes a la colonia “Islas Cullintos” de la región del Biobío en diferentes estaciones del año.
- Evaluar la asociación entre la ocurrencia y contribución numérica de las presas y la cantidad de microplásticos encontradas en las diferentes estaciones del año en lobos pertenecientes a la colonia “Islas Cullintos” de la región del Biobío.

4. MATERIALES Y MÉTODOS

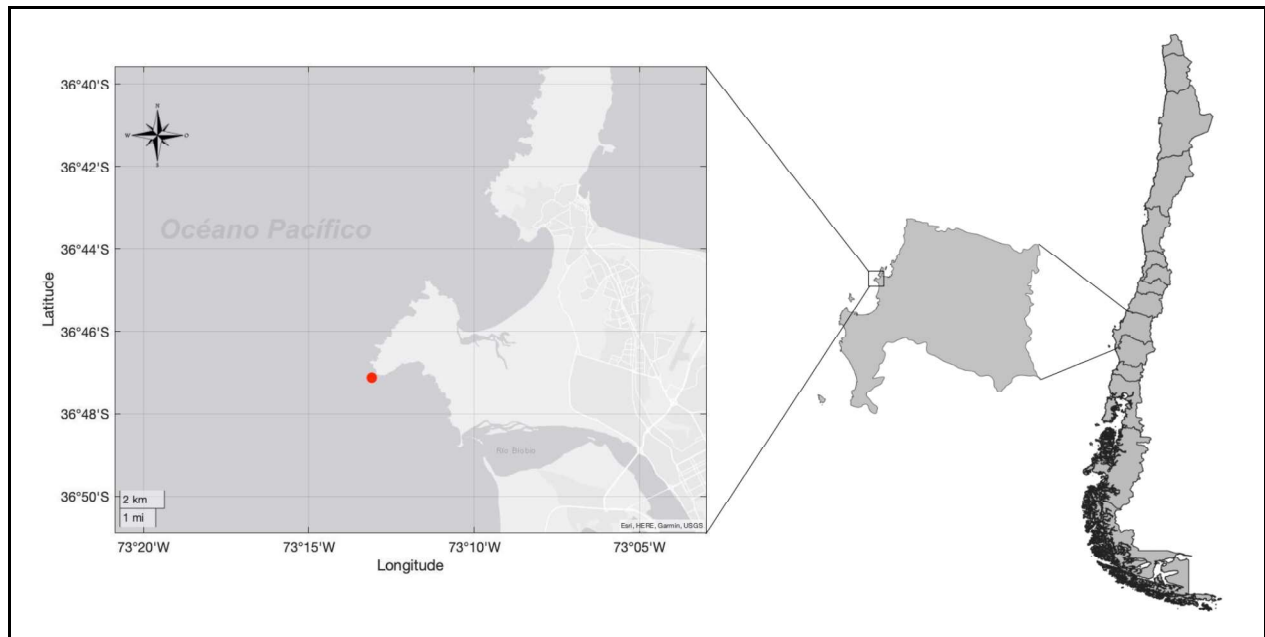
4.1 Área de estudio

El área de estudio se sitúa en el extremo norte del Golfo de Arauco, en la colonia de lobo marino común (*O. byronia*) “Islas Cullintos” (36°47'12.4”S 73°13'09.5”O, Figura 2) (Oliva et al., 2019; Sepúlveda et al., 2011). Esta colonia está compuesta por alrededor de 1571 animales que se alimentan de presas de interés pesquero (Neira et al., 2021; Oliva et al., 2019) y en las cuales se han reportado la presencia de microplásticos y contaminantes asociados (Pozo et al., 2019; Salamanca et al., 2019).

Esta colonia se encuentra ubicada 1,65 km al sur de Caleta Chome y 6,2 km al norte de la desembocadura del río Biobío, dentro del área de influencia de éste (Iriarte et al. 2012; Masotti et al., 2018; Saldías et al., 2012). El río es un afluente potencial de contaminación en la zona (Gómez et al., 2021; Rech et al., 2014) y sus descargas influyen las condiciones biogeoquímicas e hidrográficas en el área (Dirección General de Aguas, 2004; Iriarte et al., 2012; Saldías et al., 2012) y en su cauce se registra la presencia ocasional de lobo marino común (A. Cisterna-Concha, comunicación personal, febrero de 2022).

En esta zona ocurren eventos oceanográficos como la surgencia costera estacional (Cáceres y Arcos, 1991; Escribano et al., 2004; Figueroa y Mofatt, 2000) que propician la variabilidad en las condiciones oceanográficas del área (Sobarzo et al., 2007) e influyen en la estructura de las comunidades marinas y en la ocurrencia y distribución de contaminantes en el ecosistema (Hernández et al., 2021; Ruiz-Villarreal et al., 2006, Vargas et al., 2020).

Figura 2. Ubicación de la colonia en la Región del Biobío.



4.2 Tamaño muestral

El número de muestras para cada estación fue determinado de acuerdo a la fórmula destinada a la estimación de un parámetro en una población infinita de acuerdo a la siguiente fórmula:

$$n = Z_{1-\alpha}^2 pq / D^2$$

Donde n es tamaño de la población, Z es el nivel de confianza (0.95), D es la precisión (0,2), $z_{(1-\alpha)}$ es 1,96, p es el nivel de éxito (0,5) y q es igual $1 - p$.

Finalmente se obtuvo que:

$$n = 1,96^2 * (0,5) * (0,5) / (0,2)^2$$

$$n = 24,01$$

$$n = 24$$

Por lo cual, se necesitaron 24 muestras en cada estación para que el muestreo sea representativo.

4.3 Toma y almacenado de muestras

Con el objetivo de analizar la cantidad de microplásticos y dieta se recolectaron 72 muestras fecales de *O. byronia* la recolección de las heces se realizó a través del Permiso de Pesca de Investigación otorgado a través de la Resolución Exenta N° E-2022-189 (Anexo I) de la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (SUBPESCA). Éstas fueron tomadas por personal del Centro de Estudios de Mastozoología Marina (CEMM) en tres temporadas, otoño e invierno 2022 y verano 2023. Producto de las condiciones climáticas no fue posible muestrear en primavera 2022.

El ingreso a la colonia y la obtención de muestras se hizo entre las 08:00 y 10:00 am, en las que se describe menor actividad terrestre para ésta especie (Sepúlveda et al., 2001;2012). Para el muestreo se replicó el método utilizado por Ayala et al. (2021) y Pérez-Venegas et al. (2018, 2020), el cual consiste en recolectar las heces con una espátula metálica envolviéndolas en papel de aluminio y trasladarlas en un *cooler* hasta las dependencias del CEMM donde fueron guardadas en frascos de vidrios rotulados con su debida identificación y congeladas a -6 °C hasta su análisis.

Aunque no hay una estandarización respecto al volumen y/o masa de las muestras debido a su carácter variable, se recolectó el volumen máximo posible de cada una de las heces aplicando los siguientes criterios de exclusión para la toma de muestras:

- Deben tener aspecto íntegro, sin estar dañadas por condiciones ambientales.
- Deben ser frescas, muestras secas no fueron colectadas.
- Las muestras fueron colectadas cuando sus características físicas son diferentes o se encuentren a más de 10 m de distancia entre ellas.

La masa de las muestras varió de 13,20 a 343,90 g ($97,81 \pm 57,52$ en promedio) y se homogeneizaron por agitación para reducir la variación intramuestral (Parnell et al.,

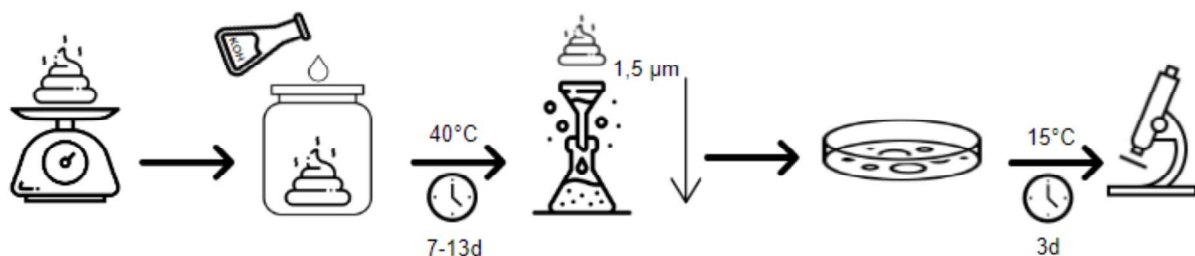
2015) y obtener una muestra uniforme en sus componentes. Se pesaron y se separó una submuestra para análisis de microplásticos y análisis de presas.

4.4 Diseño experimental y análisis de las muestras

4.4.1 Digestión química y análisis de los microplásticos

Para el análisis muestras se utilizó el protocolo de la digestión química con hidróxido de potasio (KOH), ya que es el método más adecuado para el análisis de microplásticos producto de su bajo costo, accesibilidad, seguridad, sencillez del proceso y la resistencia del plástico a la corrosión (Dehaut et al., 2016; Rochman et al., 2015). Siguiendo las indicaciones de Foekema et al. (2013) y Lusher y Hernández-Millan (2018), se desarrolló un protocolo (Anexo II, Figura 5), similar a los utilizados por otros autores para la extracción de microplásticos en heces de mamíferos marinos (García-Garín et al., 2020; Pérez-Venegas et al., 2018,2020; Zantis et al., 2021).

Figura 3. Esquema de la digestión.



Durante el procedimiento, cada submuestra ($11,28 \pm 3,13$ g en promedio, Tabla 1) se digirió en frascos Schott Duran® de 250 ml a 40°C a agitación constante durante 7 a 13 días según las características de la muestra (viscosidad, densidad, etc). La digestión se realizó en una solución de hidróxido de potasio (KOH) al 20% en un volumen de 20ml/g de muestra en el Laboratorio del Centro Bahía Lomas de la Universidad Santo Tomás, Concepción. Luego, alícuotas de muestra homogénea se filtraron con filtros de fibra de vidrio (47 mm Ø y poros de 1.5 µm) y se secaron en una placa Petri por tres días a 15 °C, para su posterior análisis con un microscopio estereoscópico (Celestron®

Labs S10-60) para la búsqueda e identificación de los microplásticos. El volumen filtrado varió en función de la saturación de cada filtro con un de promedio $7,40 \pm 1,60$ ml (Tabla 1).

Tabla 1: Características de las muestras filtradas en cada estación.

Estación	Masa total (g)	Masa digerida (g)	Volumen filtrado (ml)
Otoño 2022	$123,12 \pm 44,02$	$11,73 \pm 1,53$	$7,79 \pm 1,93$
Invierno 2022	$59,71 \pm 34,69$	$10,85 \pm 5,09$	$7,13 \pm 1,60$
Verano 2023	$110,59 \pm 68,70$	$11,26 \pm 1,29$	$7,30 \pm 1,14$
Total	$97,81 \pm 57,52$	$11,28 \pm 3,13$	$7,40 \pm 1,60$

Una partícula se determinó como potencial microplástico si cumplía con los tres criterios establecidos por Norén (2007):

- No existen estructuras orgánicas o celulares visibles.
- Si la partícula es una fibra, debe tener un grosor igual en todo su largo y tener la capacidad de doblarse en 3 dimensiones (no ser completamente rectas)
- Coloración clara y homogénea

La clasificación de los microplásticos se realizó en base a la frecuencia relativa porcentual según forma y color. La cantidad total de microplásticos (mp) se estimó a partir de aquellos identificados en la alícuota y extrapolados al total de la muestra (D. Pérez-Venegas, comunicación personal, marzo de 2024). Finalmente, la cuantificación del número de microplásticos por gramo de muestra (NP) en cada muestra se calculó de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$NP = mp / Mt$$

Donde NP corresponde al número microplásticos por gramo de muestra (g^{-1}), mp corresponde a la cantidad de microplásticos estimados y Mt a la masa total de la

muestra (g). Los datos obtenidos fueron registrados en una planilla (Anexo III) para su posterior análisis.

Todos los procedimientos de preparado, filtrado y observación de las muestras se realizaron al interior de una campana microbiológica con filtro de aire (Biobase ® 11231 BBC86) para evitar riesgos microbiológicos y la contaminación por microplásticos externos. Todos los elementos de vidrios (frascos Schott Duran ® y placas Petri) fueron lavados con agua destilada filtrada, alcohol etílico al 96% y agua destilada filtrada nuevamente previo a su uso.

Adicionalmente, por cada 10 muestras tamizadas, 5 ml de una muestra blanca de KOH fue tamizada para determinar la contaminación estándar del tamiz, de manera similar a lo descrito por Pérez-Venegas et al. (2018). Entre las muestras control (n=8) sólo fue posible encontrar una partícula por lo cual no se consideró la contaminación estándar de los filtros para el cálculo de NP. El listado y cantidad de materiales se encuentran detallados en el Anexo IV.

4.4.2 Ocurrencia y contribución numérica de presas de interés pesquero.

Para el análisis de dieta se utilizó la metodología descrita por Neira et al. (2021) que consiste en el tamizado de las muestras a través de un tamiz de acero inoxidable con poros de 1 mm para separar restos duros de presas (otolitos, exoesqueletos, mandíbulas, etc). Producto de la falta de restos duros o el estado de estos, en muchas muestras no fue posible identificar hasta el nivel de especie. Pese a lo anterior, se identificaron hasta el nivel taxonómico más bajo posible a través de los manuales y guías de identificación taxonómicas (Cousseau y Cotrina, 1980; Falabella et al, 1995; Miranda, 1965; Torres *et al.*, 2000). Tras lo cual, según lo indicado por Pacheco (2021), se calculó la ocurrencia porcentual para cada estación de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$\%O = (n/NT) \times 100$$

Donde n corresponde al número de heces con un ítem de presa determinado y NT al número total de muestras fecales analizados. Los datos obtenidos en la identificación de presas fueron registrados en una planilla (Anexo V) para su posterior análisis

4.6 Aspectos bioéticos y legales

Actualmente, *O. byronia* se encuentra protegido en Chile a través del Decreto Exento N° folio 20210004 y se solicitó un permiso de pesca de investigación otorgado por la SUBPESCA para realizar pesca de investigación con muestras biológicas de este pinnípedo. En diciembre de 2022 también se solicitó aprobación del Comité Institucional de Ética en Cuidado y Uso de Animales en Investigación (CECUA) de la Universidad San Sebastián a través de un formulario desarrollado por dicho comité (Anexo VI)

4.7 Tipo de estudio

Esta memoria de título se configura como una investigación descriptiva y correlacional de naturaleza cuantitativa y longitudinal. Se empleó un enfoque descriptivo para caracterizar la ocurrencia estacional de microplásticos en heces de lobos marinos de la colonia "Islas Cullintos" en la Región del Biobío, así como para clasificar los microplásticos según sus características físicas y analizar el número de estos en diferentes estaciones del año.

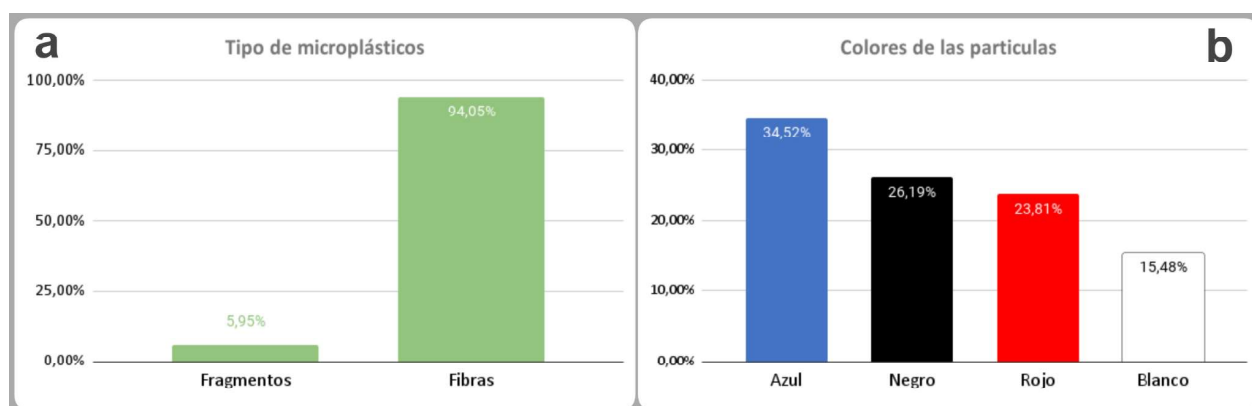
Además, se aplicó un enfoque correlacional para determinar la relación entre el consumo de presas de interés pesquero y la cantidad de microplásticos encontrados en las heces de los lobos marinos, buscando contribuir a la comprensión de los mamíferos marinos como biomonitores.

5. RESULTADOS

5.1 Generalidades de los microplásticos

Se encontraron potenciales microplásticos en el 68,06% de todas las muestras analizadas (otoño, invierno y verano). Estos fueron principalmente del tipo fibras (94,05%) y fragmentos (5,95%) (Figura 4a), mientras que en cuanto a los colores, la mayor parte es de color azul (34,52%), seguidas por negro (26,19%), rojo (23,81%) y finalmente blanco (15,48%) (Figura 4b).

Figura 4. Generalidades de los microplásticos.



La figura (a) corresponde a la distribución de los microplásticos de acuerdo a su forma mientras que la figura (b) corresponde a la distribución de las partículas de acuerdo a su color.

5.2 Ocurrencia estacional de microplásticos

En otoño de 2022 se registró un NP promedio de $1,63 \pm 1,69 \text{ g}^{-1}$, en invierno de 2022 el NP promedio fue de $1,60 \pm 1,31 \text{ g}^{-1}$ y en verano de 2023 se registró un NP promedio de $1,08 \pm 1,08 \text{ g}^{-1}$. Posteriormente se realizó una prueba de Shapiro-Wilk (R Studio versión para determinar si estos datos seguían una distribución normal (Tabla 2).

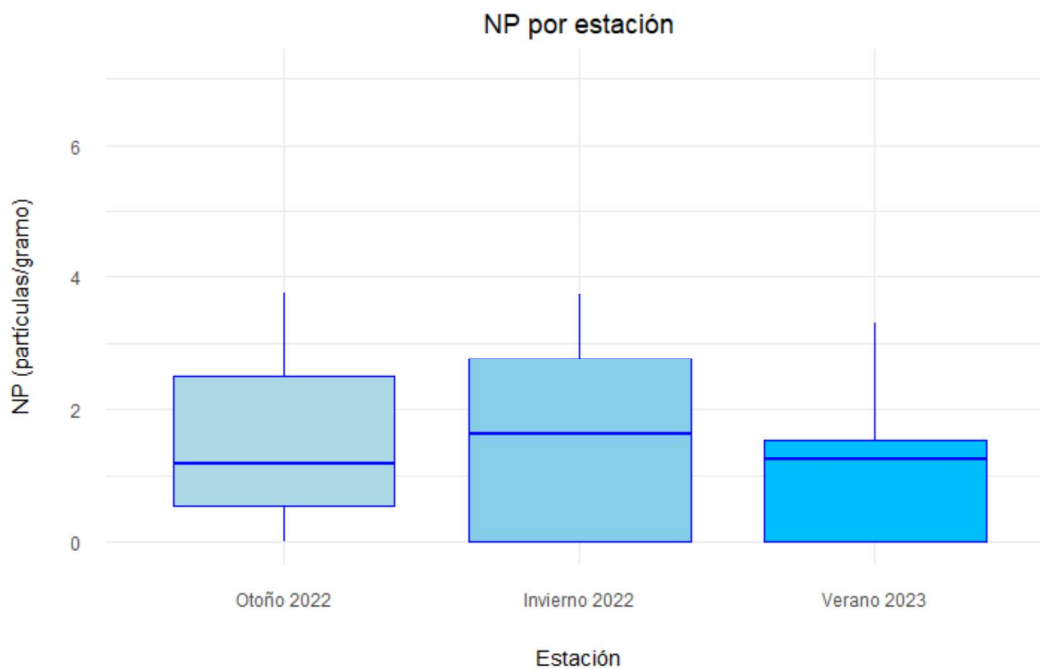
Tabla 2: Prueba de Shapiro-Wilk para el NP en cada estación.

Estación	NP (g ⁻¹)	<i>p-value</i>	Distribución normal
Otoño 2022	1,63 ± 1,69	0,00132	No
Invierno 2022	1,60 ± 1,31	0,02273	No
Verano 2023	1,08 ± 1,08	0,00249	No
Total	1,44 ± 1,39		

Los datos obtenidos de la prueba de Shapiro-Wilk sugieren que los datos no siguen una distribución (*p-value* < 0,05).

Dado que los datos de NP para cada estación no seguían una distribución normal (*p-value* < 0,05) se realizó una comparativa a través del test de Kruskal-Wallis, la cual sugirió que no existe una diferencia significativa entre el NP de cada estación (*p-value* = 0,4097) (Figura 5).

Figura 5: Cantidad de NP por estación.



La prueba de Kruskal-Wallis sugiere que aunque existan diferencias en los grupos, esta no es estadísticamente significativa entre estaciones ($p\text{-value} = 0,4097$)

5.3 Ocurrencia y contribución numérica de presas.

La identificación de los diferentes ítems presa para las tres estaciones, en la mayoría de los casos sólo fue posible hasta clase y orden, con una alta predominancia de teleósteos (Teleostei), decápodos (Decapoda), asteroideos (Asteroidea) y cefalópodos (Cephalopoda) (Tabla 3).

Tabla 3: Presas identificadas y su ocurrencia porcentual.

Presa	Otoño 2022	Invierno 2022	Verano 2023	Total
Clase Teleostei	100,00%	79,17%	100,00%	93,06%
<i>Merluccius gayi</i>	-	8,33%	-	2,78%
<i>Hippoglossus macrops</i>	-	4,17%	-	1,39%
Orden Decapoda	41,67%	70,83%	54,17%	55,56%
Clase Asteroidea	25,00%	8,33%	29,17%	20,83%
Clase Cephalopoda	4,17%	4,17%	12,50%	6,94%

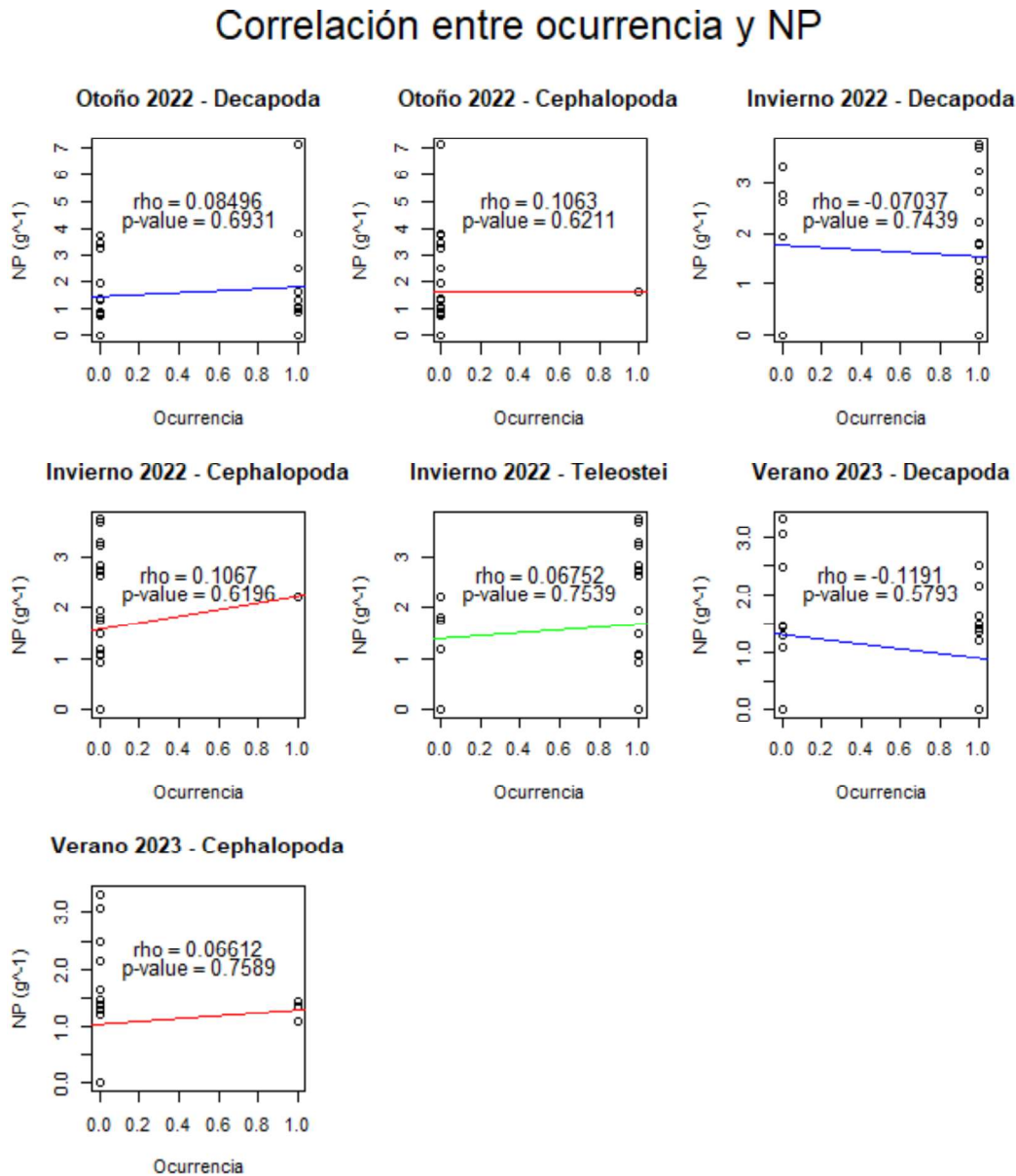
La ocurrencia de presas se encuentra dominada por peces de la clase Teleostei en todas las estaciones, siendo posible identificar en algunos merluza común (*M. gayi*) y lenguado (*Hippoglossus macrops*). El orden Decapoda fue encontrado en todas las estaciones con una mayor prevalencia en invierno, seguido por la clase Asteroidea y Cephalopoda.

No fue posible determinar la CN promedio durante ninguna estación producto de la falta de restos duros en buen estado que permitan identificar hasta el nivel de especie ni cuantificar la contribución numérica de cada presa.

5.4 Relación con el consumo de presas

A partir de los datos de ocurrencia se construyeron 7 análisis de Correlación de Spearman considerando los 3 grupos de presas de interés pesquero (clase Teleostei, orden Decapoda y clase Cephalopoda). No fue posible encontrar correlación entre el NP y la ocurrencia de presas de interés pesquero ($\rho \approx 0$, $p\text{-value} > 0,05$) (Figura 6)

Figura 6: Correlación entre la ocurrencia y el número de partículas (NP).



Se puede observar que, a excepción de los decápodos en invierno y verano, en todos los grupos y estaciones existe una pendiente positiva ($\rho > 0$) entre la ocurrencia y número de partículas (NP) pero ésta no es una correlación estadísticamente significativa.

6. DISCUSIÓN

Este es el primer trabajo que evalúa las variaciones estacionales y la influencia de la dieta en el consumo de microplásticos en pinnípedos latinoamericanos. Los resultados obtenidos indican que los microplásticos encontrados corresponden principalmente al tipo fibra y partículas de color azul y negro, similar a lo reportado por otros estudios en latinoamerica (Pérez-Gómez et al., 2024; Moreira-Mandieta et al., 2023). Ortega-Borchardt *et al* (2023) sugiere que la mayor ocurrencia de fibras (principalmente de polipropileno y polietileno) se asociaría a que éstas se encuentran en mayor disponibilidad para las presas particularmente porque se encuentran suspendidas en la columna de agua por su densidad, flotabilidad y resistencia a la degradación (Chen et al., 2024; Gago et al., 2018, Merrill et al., 2023).

Estos resultados sugieren que la diferencia en la cantidad de microplásticos encontrados en diferentes estaciones no es estadísticamente significativa por lo cual se rechaza la Hipótesis 1. Pese a esto, se observó un promedio mayor de partículas en otoño/invierno de 2022 respecto a verano de 2023, situación que podría surgir en respuesta a variaciones ambientales estacionales que impacten en la cantidad y distribución de los microplásticos en la columna de agua y el ecosistema (Sá et al., 2022; Wang et al., 2021b; Xia et al., 2021). El aumento en la descarga del río Biobío durante el invierno podría asociarse a un aumento en el transporte de contaminantes, producto del régimen pluvial de éste (Sarmiento et al., 2009; Yévenes et al., 2018) ya que la descarga de los ríos representaría un mayor aporte de basura marina que otros procesos hidrológicos y oceanográficos como la surgencia costera (Amenábar et al., 2024; Kanhai et al., 2017). Gupta et al (2024) reportan una mayor cantidad de microplásticos en un sistema estuarino durante la temporada húmeda que durante la temporada seca, asociándolo a un mayor ingreso de microplásticos terrestres al mar producto de las lluvias y el aumento en la descarga de los ríos. En general, estudios

previos reportan que la ocurrencia de microplásticos en ecosistemas como el Golfo de Arauco es mayor durante el invierno que durante el verano, principalmente por las condiciones pluviales y las características de los ríos durante las estaciones húmedas (Duan et al., 2018; Li et al., 2023).

En comparación con estudios realizados en el sur de Chile, los datos mostraron una mayor cantidad de microplásticos por gramo de muestra que en las colonias presentes de Chullec (42°28'16" S; 73°33'40"W) y Punta Chaiguaco (42°59'10" S; 74°15'14"W) en la Región de Los Lagos (Pérez-Venegas et al., 2020). No obstante, estas colonias se encuentran en zonas geográficas muy diferentes y fueron muestreadas sólo durante verano, lo cual podría influir en las características del forrajeo y dieta de los animales y, por extensión, en la exposición e ingesta de contaminantes.

Uno de los resultados refleja la existencia de una correlación entre el consumo de presas de interés pesquero, que podrían transportar microplásticos (Justino et al., 2023), y el número de microplásticos encontrados en las muestras, sin embargo, ésta no fue estadísticamente significativa rechazando la Hipótesis 2. Pese a esto, el coeficiente de Spearman entre NP y la ocurrencia de presas fue mayor en las clases Teleostei y Cephalopoda. Esto puede ser explicado con que ambas clases ocupan un nivel trófico más alto que el orden Decapoda (Du et al., 2020), ya que se ha reportado una mayor cantidad de microplásticos en niveles tróficos más altos (Zhang et al., 2019) pese a que existan cambios en la composición de la dieta entre estaciones.

Es conocido que *O. byronia* reporta variabilidad estacional en su dieta como respuesta a cambios en la disponibilidad de presas (Riverón et al., 2021) y conductas de forrajeo (Guerrero et al., 2020; Seguel et al., 2022). Sarmiento-Devia et al. (2023) reporta que, en el extremo norte de Chile, el nicho trófico de los lobos marinos durante invierno es más amplio en comparación a verano, incluyendo nuevos ítems presa en diferentes estaciones. Incluso, Peters et al. (2017) reporta que especies poco selectivas tienen mayor tendencia a consumir microplásticos y dado que *O. byronia* posee una dieta de carácter generalista y oportunista se podría esperar que exista alta ingesta de

partículas plásticas en esta especie. Sin embargo, dentro de una población también podrían existir diferencias individuales en el consumo de microplásticos producto de su alta plasticidad trófica y diferentes grados de especialidad intrapoblacional en su alimentación (Baylis et al. 2015; Riverón et al., 2021).

En cuanto a la identificación de microplásticos, la contaminación por fuentes externas se encuentra bien descrita (Woodall et al., 2015) por lo que en futuros estudios se recomienda la toma de medidas, como las utilizadas en esta memoria y las sugeridas por Donohue et al. (2019), para evitar la contaminación por partículas en el ambiente. Estas medidas incluyen el uso de campanas de flujo laminar o con filtro de aire, eliminar el uso de elementos plásticos en cualquier etapa del muestreo y diseño experimental, utilizar ropas fabricadas 100% con algodón de colores poco frecuentes en la identificación de acuerdo al tipo de muestra utilizado y la implementación de muestras control. Además, es importante confirmar la naturaleza química de las partículas a través de espectrometría con transformada de Fourier (FTIR) ya que permite discriminar con exactitud si una partícula corresponde o no a un microplástico y puede proveer información respecto al origen de una partícula (Perves et al., 2020).

Los mamíferos marinos al ser considerados un bioindicador de contaminación producto de su posición dentro de la trama trófica, pueden brindar información del ecosistema (Polizzi et al., 2024; Szteren et al., 2023) que puede ser beneficiosa para la salud humana, donde la transferencia trófica de microplásticos se encuentra menos estudiada que en mamíferos marinos. Sin embargo, Saikumar et al. (2024) sugiere, que en ecosistemas estuarinos, los microplásticos se depositan en pescados y pueden ser ingeridos a través de la trama trófica por las personas, situación reportada también en peces pelágicos de interés comercial y pesquero (Bayhan y Uncumsaoglu, 2024).

Aunque el uso de mamíferos marinos como biomonitores ambientales y centinelas de la salud ecosistémica se encuentra descrito (Merrill et al., 2023) en Chile se restringe principalmente a reportes puntuales y no estudios sistemáticos (Pérez-Gómez et al, 2024; Pérez-Venegas et al., 2018; Yung, 2022), se recomienda incluir nuevos análisis

como estudios moleculares de dieta (isótopos, ácidos grasos o metagenómica) y de presas para evaluar la transferencia trófica y potenciales riesgos para las poblaciones humanas. Lo anterior, considerando la relación cercana que poseen las poblaciones humanas con *O. flavescens*, el alto nivel trófico (St. George et al., 2024; Zhao et al., 2024) y la dieta, las tendencias que presentan los mamíferos marinos en cuanto a la ingesta de contaminantes podrían ser similares. Sin embargo para futuras investigaciones, es necesario considerar factores ambientales y ecológicos en la transferencia trófica de contaminantes y su monitoreo en el tiempo.

7. CONCLUSIONES

De acuerdo a los resultados obtenidos, es posible reportar que los lobos marinos comunes (*O. byronia*) de la colonia “Islas Cullintos” ingieren microplásticos durante las diferentes estaciones del año, en mayor cantidad que colonias del sur de Chile y que su dieta está compuesta por presas de interés pesquero que podrían ser de importancia en la transferencia trófica de contaminantes.

Pese a esto, no fue posible determinar que exista una diferencia significativa en el consumo de microplásticos entre las diferentes estaciones consideradas en el estudio, sin embargo, las características biológicas de la especie no permiten descartar por completo esta situación.

También es importante considerar que los ítem presas identificados son acordes con los descritos previamente con la literatura en ésta y otras áreas dentro de su distribución, incluyendo presas que son de interés pesquero para las sociedades humanas y que son importantes considerar en términos de salud pública. No obstante, al evaluar la relación entre la cantidad de microplásticos encontradas y la composición de la dieta de los animales, no fue posible encontrar una relación significativa entre las variables, no obstante, la literatura sostiene que la transferencia trófica es la principal vía de ingreso de contaminantes en mamíferos marinos.

Por lo anterior, los otáridos, y otros mamíferos marinos que habitan en zonas de alto estrés ambiental, como el Golfo de Arauco y la costa del Biobío, son importantes biomonitores de contaminantes producto de su biología y ecología, así como por su relación con las poblaciones humanas en los ambientes donde co-existen.

A nivel nacional se vuelve necesario incorporar nuevas metodologías en el área de la ecotoxicología y estandarizar las técnicas ya existentes producto de las variaciones que existen en diferentes diseños experimentales y obtener resultados fácilmente

comparables. Mientras que a nivel local se requiere aumentar los esfuerzos y recursos dirigidos al monitoreo de contaminantes, su ocurrencia, dinámicas, efectos, influencia de la dieta y las similitudes que puedan ocurrir en poblaciones humanas considerando la conservación de especies, la salud animal, la salud pública y el desarrollo de políticas públicas en el área.

Finalmente, cabe recalcar que se dió cumplimiento a todos los objetivos específicos establecidos en el presente trabajo y, como se ha señalado, de acuerdo a los datos obtenidos ambas hipótesis planteadas son rechazadas, no existiendo variación estacional en el NP en lobos marinos de esta colonia ni relación entre el consumo de microplásticos y de presas de interés pesquero.

8. FINANCIAMIENTO

Este trabajo fue financiado en su totalidad a través de recursos propios del Centro de Estudios de Mastozoología Marina y donaciones de particulares interesados en la conservación de mamíferos marinos y el desarrollo de este estudio.

9. REFERENCIAS

- Abou Samra, R.M., El-Gammal, M., y Eissa, R. (2021). Oceanographic factors of oil pollution dispersion offshore the Nile Delta (Egypt) using GIS. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(20), 25830-25843. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-12570-0>
- Aguayo, A., y Maturana, R. (1973). Presencia del lobo marino común (*Otaria flavescens*) en el litoral chileno. *Biología Pesquera (Chile)*, 6, 45-75. <https://bibliotecadigital.ciren.cl>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2019.03.001>
- Alomar, C., Estarellas, F., y Deudero, S. (2016). Microplastics in the Mediterranean Sea: deposition in coastal shallow sediments, spatial variation and preferential grain size. *Marine environmental research*, 115, 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.01.005>
- Amenábar, M., Aguilera, M. A., Gallardo, C., Moore, C., De Vine, R., Lattin, G., Gamba, A., Luna-Acosta, A., y Thiel, M. (2024). Spatial distribution of microplastics in a coastal upwelling region: Offshore dispersal from urban sources in the Humboldt Current System. *Environmental Pollution*, 343, 123157. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.123157>
- Auta, H. S., Emenike, C. U., y Fauziah, S. H. (2017). Distribution and importance of microplastics in the marine environment: a review of the sources, fate, effects, and potential solutions. *Environment international*, 102, 165-176. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.02.013>

- Ayala, F., Cardeña, M., y Cárdenas-Alayza, S. (2021). Registro preliminar de microplásticos en fecas del león marino sudamericano (*Otaria byronia* [de Blainville 1820]) recolectadas en Punta San Juan, Perú. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 37, 273-279. <https://doi.org/10.20937/RICA.53745>
- Bayhan, B., y Uncumsaoglu, A.A. (2024). Abundance, characteristics, and potential ecological risks of microplastics in some commercial fish in İzmir Bay (Aegean Sea, Türkiye). *Regional Studies in Marine Science*, 73, Article 103488. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2024.103488>
- Baylis, A. M. M., Orben, R. A., Arnould, J. P. Y., Peters, K., Knox, T., Costa, D. P., y Staniland, I. J. (2015). Diving deeper into individual foraging specializations of a large marine predator, the southern sea lion. *Oecologia*. <https://doi.org/10.1007/s00442-015-3421-4>
- Bessa F, Barria, P., Neto, J. M., Frías, 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. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.01.044>
- Bessa, F., Ratcliffe, N., Otero, V., Sobral, P., Marques, J. C., Waluda, C. M., Trathan, P. y Xavier, J. C. (2019). Microplastics in gentoo penguins from the Antarctic region. *Scientific reports*, 9(1), 1-7. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-50621-2>
- Bossart, G. D. (2011). Marine mammals as sentinel species for oceans and human health. *Veterinary pathology*, 48(3), 676-690. <https://doi.org/10.1177%2F0300985810388525>
- Burkhardt-Holm, P., y N'Guyen, A. (2019). Ingestion of microplastics by fish and other prey organisms of cetaceans, exemplified for two large baleen whale species. *Marine pollution bulletin*, 144, 224-234. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.01.023>
- Cáceres, M. M. y Arcos, D.F. (1991). Variabilidad en la estructura espacio-temporal de un área de surgencia frente a la costa de Concepción, Chile. *Investigación Pesquera (Chile)*, 36, 27-38. <https://pascal-francis.inist.fr>

- Carbery, M., O'Connor, W., y Palanisami, T. (2018). Trophic transfer of microplastics and mixed contaminants in the marine food web and implications for human health. *Environment international*, 115, 400-409. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.03.007>
- Carlsson, P., Singdahl-Larsen, C., y Lusher, A. L. (2021). Understanding the occurrence and fate of microplastics in coastal Arctic ecosystems: the case of surface waters, sediments and walrus (*Odobenus rosmarus*). *Science of The Total Environment*, 792, 148308. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148308>
- Castillo, C. (2020). *Microplásticos en la costa de la Patagonia de Chile y su potencial rol como vectores de contaminantes*. [Tesis de grado presentada para optar al grado de Magíster en Oceanografía, Universidad de Concepción]. Repositorio institucional. <http://repositorio.udec.cl>
- Castillo, C., Fernández, C., Gutiérrez, M. H., Aranda, M., Urbina, M. A., Yáñez, J., Álvarez, A. y Pantoja-Gutiérrez, S. (2020). Water column circulation drives microplastic distribution in the Martínez-Baker channels; A large fjord ecosystem in Chilean Patagonia. *Marine Pollution Bulletin*, 160, 111591. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111591>
- Cousseau, M. B. y Cotrina, C. P., (1980). Observaciones sobre diferencias morfológicas entre la merluza común (*Merluccius hubbsi*) y la merluza austral (*Merluccius polylepis*). *Revista de Investigación y Desarrollo Pesquero*, 2, 47-57. <http://10.0.64.26/handle/inidep/209>
- Çobanoğlu, H., Belivermiş, M., Sıkdokur, E., Kılıç, Ö., y Çayır, A. (2021). Genotoxic and cytotoxic effects of polyethylene microplastics on human peripheral blood lymphocytes. *Chemosphere*, 272, 129805. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129805>
- Chen, R., Zhao, X., Wu, X., Wang, J., Wang, X., & Liang, W. (2024). Research progress on occurrence characteristics and source analysis of microfibers in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 198, Article 115834. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115834>

- Committee on Taxonomy. (2023). *List of marine mammal species and subspecies*. Society for Marine Mammalogy. Consultado el 25 de junio de 2024, de <https://www.marinemammalscience.org>
- Crespo, E.A., de Oliveira, L.R. y Sepúlveda, M. (2021). South American Sea Lion (*Otaria flavescens*, Shaw 1800). En: Heckel, G. y Schramm, Y. (eds) *Ecology and Conservation of Pinnipeds in Latin America* (pp. 93-119). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-63177-2_6
- De la Torre, G., Dioses-Salinas, D., Castro, J. M., Antay, R., Fernández, N. Y., Espinoza-Morriberón, D., y Saldaña-Serrano, M. (2020). Abundance and distribution of microplastics on sandy beaches of Lima, Peru. *Marine pollution bulletin*, 151, 110877. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110877>
- Dehaut, A., Cassone, A. L., Frère, L., Hermabessiere, L., Himber, C., Rinnert, E., Rivière, G., Lambert, C., Soudant, P., Huvet, A., Duflos, G. y Paul-Pont, I. (2016). Microplastics in seafood: Benchmark protocol for their extraction and characterization. *Environmental Pollution*, 215, 223-233. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.05.018>
- Denkinger, J., Gordillo, L., Montero-Serra, I., Murillo, J. C., Guevara, N., Hirschfeld, M., Fietz, K., Rubianes, F. y Dan, M. (2015). Urban life of Galapagos sea lions (*Zalophus wollebaeki*) on San Cristobal Island, Ecuador: colony trends and threats. *Journal of Sea Research*, 105, 10-14. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2015.07.004>
- Denuncio, P., Bastida, R., Dassis, M., Giardino, G., Gerpe, M., y Rodríguez, D. (2011). Plastic ingestion in Franciscana dolphins, *Pontoporia blainvillei* (Gervais and d'Orbigny, 1844), from Argentina. *Marine pollution bulletin*, 62(8), 1836-1841. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.003>
- Denuncio, P., Mandiola, M. A., Salles, S. B. P., Machado, R., Ott, P. H., De Oliveira, L. R., y Rodríguez, D. (2017). Marine debris ingestion by the South American fur seal from the Southwest Atlantic Ocean. *Marine pollution bulletin*, 122(1-2), 420-425. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.07.013>

- Desforbes, J. P. W., Sonne, C., Levin, M., Siebert, U., De Guise, S. y Dietz, R. (2016). Immunotoxic effects of environmental pollutants in marine mammals. *Environment international*, 86, 126-139. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.10.007>
- Desforbes, J. P. W., Galbraith, M., Dangerfield, N. y Ross, P. S. (2014). Widespread distribution of microplastics in subsurface seawater in the NE Pacific Ocean. *Marine pollution bulletin*, 79(1-2), 94-99. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.12.035>
- Dirección General de Aguas (2004). Diagnóstico y clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad. Cuenca del río Biobío. Ministerio de Obras Públicas. Santiago, Chile. <https://bibliotecadigital.ciren.cl/>
- Donohue, M. J., Masura, J., Gelatt, T., Ream, R., Baker, J. D., Faulhaber, K., y Lerner, D. T. (2019). Evaluating exposure of northern fur seals, *Callorhinus ursinus*, to microplastic pollution through fecal analysis. *Marine Pollution Bulletin*, 138, 213-221. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.036>
- Du, J., Makatipu, P. C., Tao, L. S. R., Pauly, D., Cheung, W. W. L., Peristiwady, T., Liao, J., y Chen, B. (2020). Comparing trophic levels estimated from a tropical marine food web using an ecosystem model and stable isotopes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 233, 106518. <https://doi-org.bdigitaluss.remotexs.co/10.1016/j.ecss.2019.106518>
- Duan, W., He, B., Chen, Y., Zou, S., Wang, Y., Nover, D., Chen, W., y Yang, G. (2018). Identification of long-term trends and seasonality in high-frequency water quality data from the Yangtze River basin, China. *PLOS ONE*, 13(2), e0188889. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0188889>
- Ebmer, D., Navarrete, M. J., Muñoz, P., Flores, L. M., Gärtner, U., Brabec, J., Poppert, S., Taubert, A. y Hermosilla, C. (2020). Anthropozoonotic parasites circulating in synanthropic and Pacific colonies of South American Sea Lions (*Otaria flavescens*): Non-invasive techniques data and a review of the literature. *Frontiers in Marine Science*, 847. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.543829>

- Escribano, R., Daneri, G., Farías, L., Gallardo, V. A., González, H. E., Gutiérrez, D., Lange, C., Morales, C., Pizarro, O., Ulloa, O. y Braun, M. (2004). Biological and chemical consequences of the 1997–1998 El Niño in the Chilean coastal upwelling system: a synthesis. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 51(20-21), 2389-2411. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2004.08.011>
- Estahbanati, S., y Fahrenfeld, N. L. (2016). Influence of wastewater treatment plant discharges on microplastic concentrations in surface water. *Chemosphere*, 162, 277-284. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.07.083>
- Evans, P. G. H., Anderwald, P., y Wright, A. J. (2014). Marine mammal research: Its relationship to other scientific disciplines and to wider society. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 94(6), 1073-1077. <https://doi.org/10.1017/S0025315414000848>
- Falabella, F., Meléndez, R., y Vargas, M. L. (1995). Claves osteológicas para peces de Chile central. un enfoque arqueológico. *Editorial Artegrama, Santiago*.
- Figueroa, D., y Moffat, C. (2000). On the influence of topography in the induction of coastal upwelling along the Chilean coast. *Geophysical Research Letters*, 27(23), 3905-3908. <https://doi.org/10.1029/1999GL011302>
- Foekema, E. M., De Gruijter, C., Mergia, M. T., van Franeker, J. A., Murk, A. J., y Koelmans, A. A. (2013). Plastic in North Sea fish. *Environmental science y technology*, 47(15), 8818-8824. <https://doi.org/10.1021/es400931b>
- Fossi, M. C., Baini, M., y Simmonds, M. P. (2020). Cetaceans as ocean health indicators of marine litter impact at global scale. *Frontiers in Environmental Science*, 8, 255. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.586627>
- Fossi, M. C., Marsili, L., Baini, M., Giannetti, M., Coppola, D., Guerranti, C., Caliani, I., Minutoli, R., Lauriano, G., Finoia, M. G., Rubegni, F., Panigada, S., Bérubé, M., Urbán Ramírez, J. y Panti, C. (2016). Fin whales and microplastics: The Mediterranean Sea and the Sea of Cortez scenarios. *Environmental Pollution*, 209, 68-78. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.11.022>
- Gago, J., Carretero, O., Filgueiras, A. V., y Viñas, L. (2018). Synthetic microfibers in the marine environment: A review on their occurrence in seawater and sediments.

- Marine Pollution Bulletin, 127, 365-376.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.11.070>
- Garcia-Garin, O., García-Cuevas, I., Drago, M., Rita, D., Parga, M., Gazo, M., y Cardona, L. (2020). No evidence of microplastics in Antarctic fur seal scats from a hotspot of human activity in Western Antarctica. *Science of The Total Environment*, 737, 140210. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140210>
- Germanov, E. S., Marshall, A. D., Bejder, L., Fossi, M. C., y Loneragan, N. R. (2018). Microplastics: no small problem for filter-feeding megafauna. *Trends in ecology and evolution*, 33(4), 227-232. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.01.005>
- Gómez, V., Torres, M., Karásková, P., Příbylová, P., Klánová, J., y Pozo, K. (2021). Occurrence of perfluoroalkyl substances (PFASs) in marine plastic litter from coastal areas of Central Chile. *Marine Pollution Bulletin*, 172, 112818. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112818>
- Guerrero, A. I., Pavez, G., Santos-Carvallo, M., Rogers, T. L., y Sepúlveda, M. (2020). Foraging behaviour of the South American sea lion (*Otaria byronia*) in two disparate ecosystems assessed through blubber fatty acid analysis. *Scientific Reports*, 10(1), 5725. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-62178-6>
- Gupta, P., Saha, M., Naik, A., Kumar, M. M., Rathore, C., Vashishth, S., Maitra, S. P., Bhardwaj, K. D., y Thukral, H. (2024). A comprehensive assessment of macro and microplastics from Rivers Ganga and Yamuna: Unveiling the seasonal, spatial and risk factors. *Journal of Hazardous Materials*, 469, 133926. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.133926>
- Guzzetti, E., Sureda, A., Tejada, S., y Faggio, C. (2018). Microplastic in marine organisms: Environmental and toxicological effects. *Environmental toxicology and pharmacology*, 64, 164-171. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2018.10.009>
- Heath, C. B., y Perrin, W. F. (2008). California, Galapagos, and Japanese sea lions: *Zalophus californianus*, *Z. wolfebaeki*, and *Z. japonicus* En: *Encyclopedia of Marine Mammals*, eds F. Perrin, B. Würsig, and J. G. M. Thewissen (New York, NY: Academic Press), 170–176. <https://www.elsevier.com>

- Hernández, A., Tapia, F. J., Saldías, G. S., y Quiñones, R. A. (2021). Coastal geomorphology and oceanographic features shape subtidal benthic communities in management areas of central Chile. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 31(1), 126-138. <https://doi.org/10.1002/aqc.3415>
- Huang, J. N., Wen, B., Zhu, J. G., Zhang, Y. S., Gao, J. Z., y Chen, Z. Z. (2020). Exposure to microplastics impairs digestive performance, stimulates immune response and induces microbiota dysbiosis in the gut of juvenile guppy (*Poecilia reticulata*). *Science of the Total Environment*, 733, 138929. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138929>
- Hückstädt, L. A., Rojas, C. P., y Antezana, T. (2007). Stable isotope analysis reveals pelagic foraging by the Southern sea lion in central Chile. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 347(1-2), 123-133. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2007.03.014>
- Hückstädt, L. A., Tift, M. S., Riet-Sapirza, F., Franco-Trecu, V., Baylis, A. M., Orben, R. A., Arnould, J., Sepúlveda, M., Santos-Carvallo, M., Burns, J.M. y Costa, D. P. (2016). Regional variability in diving physiology and behavior in a widely distributed air-breathing marine predator, the South American sea lion (*Otaria byronia*). *Journal of Experimental Biology*, 219(15), 2320-2330. <https://doi.org/10.1242/jeb.138677>
- Hwang, J., Choi, D., Han, S., Choi, J., y Hong, J. (2019). An assessment of the toxicity of polypropylene microplastics in human derived cells. *Science of the Total Environment*, 684, 657-669. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.071>
- Iriarte, J. L., Vargas, C. A., Tapia, F. J., Bermúdez, R., y Urrutia, R. E. (2012). Primary production and plankton carbon biomass in a river-influenced upwelling area off Concepción, Chile. *Progress in Oceanography*, 92, 97-109. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2011.07.009>
- 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. <https://doi.org/10.1126/science.1260352>

- Jefferson, T. A., Webber, M. A., y Pitman, R. (2008). *Marine mammals of the world: a comprehensive guide to their identification*. Elsevier. <https://www.elsevier.com>
- Jin, Y., Lu, L., Tu, W., Luo, T., y Fu, Z. (2019). Impacts of polystyrene microplastic on the gut barrier, microbiota and metabolism of mice. *Science of the Total Environment*, 649, 308-317. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.353>
- Jin, Y., Xia, J., Pan, Z., Yang, J., Wang, W., y Fu, Z. (2018). Polystyrene microplastics induce microbiota dysbiosis and inflammation in the gut of adult zebrafish. *Environmental Pollution*, 235, 322-329. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.088>
- Jorquera, A., Castillo, C., Murillo, V., Araya, J., Pinochet, J., Narváez, D., Pantoja-Gutiérrez, S. y Urbina, M. A. (2021). Physical and anthropogenic drivers shaping the spatial distribution of microplastics in the marine sediments of Chilean fjords. *Science of The Total Environment*, 152506. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152506>
- Ju, H., Zhu, D., y Qiao, M. (2019). Effects of polyethylene microplastics on the gut microbial community, reproduction and avoidance behaviors of the soil springtail, *Folsomia candida*. *Environmental Pollution*, 247, 890-897. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.01.097>
- Justino, A. K. S., Ferreira, G. V. B., Fauvelle, V., Schmidt, N., Lenoble, V., Pelage, L., Martins, K., Travassos, P., y Lucena-Frédou, F. (2023). From prey to predators: Evidence of microplastic trophic transfer in tuna and large pelagic species in the southwestern Tropical Atlantic. *Environmental Pollution*, 327, 121532. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121532>
- Kanhai, L. D. K., Officer, R., Lyashevskaya, O., Thompson, R. C., y O'Connor, I. (2017). Microplastic abundance, distribution and composition along a latitudinal gradient in the Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 115(1–2), 307-314. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.12.025>
- Koelmans, A. A., Bakir, A., Burton, G. A., y Janssen, C. R. (2016). Microplastic as a vector for chemicals in the aquatic environment: critical review and

- model-supported reinterpretation of empirical studies. *Environmental science & technology*, 50(7), 3315-3326. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b06069>
- Koelmans, A. A., Diepens, N. J., y Nor, N. H. M. (2021). Weight of evidence for the microplastic vector effect in the context of chemical risk assessment. *Microplastic in the Environment: Pattern and Process*, 155. https://doi.org/10.1007/978-3-030-78627-4_6
- Kramm, J., y Völker, C. (2018). Understanding the risks of microplastics: a social-ecological risk perspective. En Wagner y Lambert (2018). *Freshwater microplastics* (1a ed. pp. 223-237). Springer. <https://library.oapen.org>
- Le Guen, C., Suaria, G., Sherley, R. B., Ryan, P. G., Aliani, S., Boehme, L., y Brierley, A. S. (2020). Microplastic study reveals the presence of natural and synthetic fibres in the diet of King Penguins (*Aptenodytes patagonicus*) foraging from South Georgia. *Environment international*, 134, 105303. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105303>
- Lee, H., Shim, W. J., y Kwon, J. H. (2014). Sorption capacity of plastic debris for hydrophobic organic chemicals. *Science of the total environment*, 470, 1545-1552. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.023>
- Li, T., Liu, K., Tang, R., Liang, J.-R., Mai, L., y Zeng, E. Y. (2023). Environmental fate of microplastics in an urban river: Spatial distribution and seasonal variation. *Environmental Pollution*, 322, 121227. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121227>
- Li, Y. (2022). Legislation and Policy on Pollution Prevention and the Control of Marine Microplastics. *Water*, 14(18), 2790. <https://doi.org/10.3390/w14182790>
- Liao, Y. L., y Yang, J. Y. (2020). Microplastic serves as a potential vector for Cr in an in-vitro human digestive model. *Science of The Total Environment*, 703, 134805. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134805>
- Lu, L., Wan, Z., Luo, T., Fu, Z., y Jin, Y. (2018). Polystyrene microplastics induce gut microbiota dysbiosis and hepatic lipid metabolism disorder in mice. *Science of the Total Environment*, 631, 449-458. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.051>

- Ludwig, W., Dumont, E., Meybeck, M., y Heussner, S. (2009). River discharges of water and nutrients to the Mediterranean and Black Sea: major drivers for ecosystem changes during past and future decades?. *Progress in oceanography*, 80(3-4), 199-217. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2009.02.001>
- Lukyanova, O. N., Tsygankov, V. Y., Boyarova, M. D., y Khristoforova, N. K. (2015). Pacific salmon as a vector in the transfer of persistent organic pollutants in the Ocean. *Journal of ichthyology*, 55(3), 425-429. <https://doi.org/10.1134/S0032945215030078>
- 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. <https://doi.org/10.1177/0003702820930733>
- Lusher, A. L., y Hernandez-Milian, G. (2018). Microplastic extraction from marine vertebrate digestive tracts, regurgitates and scats: a protocol for researchers from all experience levels. *Bio-protocol*, 8(22). <https://doi.org/10.21769/BioProtoc.3087>
- Mancia, A., Abelli, L., Fossi, M. C., y Panti, C. (2021). Skin distress associated with xenobiotics exposure: An epigenetic study in the Mediterranean fin whale (*Balaenoptera physalus*). *Marine Genomics*, 57, 100822. <https://doi.org/10.1016/j.margen.2020.100822>
- Mason, V. G., Skov, M. W., Hiddink, J. G., & Walton, M. (2022). Microplastics alter multiple biological processes of marine benthic fauna. *Science of the Total Environment*, 845, 157362. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157362>
- Masotti, I., Aparicio-Rizzo, P., Yevenes, M. A., Garreaud, R., Belmar, L., y Farías, L. (2018). The influence of river discharge on nutrient export and phytoplankton biomass off the central Chile Coast (33–37 S): seasonal cycle and interannual variability. *Frontiers in Marine Science*, 5, 423. <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00423>
- Merrill, G. B., Hermabessiere, L., Rochman, C. M., y Nowacek, D. P. (2023). Microplastics in marine mammal blubber, melon, & other tissues: Evidence of

- translocation. *Environmental Pollution*, 335, Article 122252. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122252>
- Miranda, B. (1965). Nota sobre el otolito del “pampanito”(Pomadasyidae, Stromateus maculatus). *Estudios. Oceanológicos*, 1, 33-40.
- Moore, S. E. (2008). Marine mammals as ecosystem sentinels. *Journal of Mammalogy*, 89(3), 534-540. <https://doi.org/10.1644/07-MAMM-S-312R1.1>
- Moore, R. C., Noel, M., Etemadifar, A., Loseto, L., Posacka, A. M., Bendell, L., y Ross, P. S. (2022). Microplastics in beluga whale (*Delphinapterus leucas*) prey: An exploratory assessment of trophic transfer in the Beaufort Sea. *Science of The Total Environment*, 806, 150201. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150201>
- Moreira-Mendieta, A., Garcia-Garin, O., Muñoz-Pérez, J. P., Urquía, D. O., Drago, M., Borrell, A., y Páez-Rosas, D. (2023). Detection and quantification of microplastic pollution in the endangered Galapagos sea lion. *Science of The Total Environment*, 896, 166223. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166223>
- Muñoz, L., Pavez, G., Quiñones, R. A., Oliva, D., Santos, M., y Sepúlveda, M. (2013). Diet plasticity of the South American sea lion in Chile: stable isotope evidence. *Revista de biología marina y oceanografía*, 48(3), 613-622. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-19572013000300017>
- Murphy, F., Ewins, C., Carbonnier, F., y Quinn, B. (2016). Wastewater treatment works (WwTW) as a source of microplastics in the aquatic environment. *Environmental science & technology*, 50(11), 5800-5808. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05416>
- Neira S., R. Alarcón, H. Arancibia, A. Arriagada, M. Barros, D. Oliva, H. Pavés y M. Sepúlveda. (2021). Informe Final Proyecto FIPA 2018-55: Evaluación de la influencia del lobo marino común en la mortalidad natural de las especies objetivo de las pesquerías chilenas. Universidad de Concepción, 266 p. + Anexos. <https://www.subpesca.cl>
- Nelms, S. E., Barnett, J., Brownlow, A., Davison, N. J., Deaville, R., Galloway, T. S., Lindeque, P.K., Santillo, D. y Godley, B. J. (2019b). Microplastics in marine

- mammals stranded around the British coast: ubiquitous but transitory?. *Scientific Reports*, 9(1), 1-8. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-37428-3>
- Nelms, S. E., Parry, H. E., Bennett, K. A., Galloway, T. S., Godley, B. J., Santillo, D., y Lindeque, P. K. (2019a). What goes in, must come out: Combining scat-based molecular diet analysis and quantification of ingested microplastics in a marine top predator. *Methods in Ecology and Evolution*, 10(10), 1712-1722. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13271>
- Norén, F., (2007) Small plastics in coastal Swedish waters. *KIMO Report*. <https://www.n-research.se/>
- Numberger, D., Siebert, U., Fulde, M., y Valentin-Weigand, P. (2021). Streptococcal infections in marine mammals. *Microorganisms*, 9(2), 350. <https://doi.org/10.3390/microorganisms9020350>
- Oliva, D., Durán, L., Cárcamo, D., Pizarro, M., Sepúlveda, M., y Canto, A. (2019). Estimación poblacional de lobos marinos e impacto de la captura incidental. <https://www.subpesca.cl>
- Ortega-Borchardt, J. Á., Ramírez-Álvarez, N., Rios Mendoza, L. M., Gallo-Reynoso, J. P., Barba-Acuña, I. D., García-Hernández, J., Égido-Villarreal, J., y Kubenik, T. (2023). Detection of microplastic particles in scats from different colonies of California sea lions (*Zalophus californianus*) in the Gulf of California, Mexico: A preliminary study. *Marine Pollution Bulletin*, 186, 114433. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114433>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.093>
- Pacheco, B. (2021). Determinación de la dieta del lobo marino sudamericano, *Otaria byronia* (Blainville, 1820), en tres colonias de la Patagonia nor-occidental mediante análisis de fecas e isótopos estables [Tesis de grado presentada como parte de los requisitos para optar al grado de Licenciado en Biología Marina y Título Profesional de Biólogo Marino, Universidad Austral]. Valdivia, Chile. <http://www.biblioteca.uach.cl/>

- Parnell, T., Narayan, E.J., Nicolson, V., Martin-Vegue, P., Mucci, A., y Hero, J.M. (2015). Maximizing the reliability of non-invasive endocrine sampling in the tiger (*Panthera tigris*): environmental decay and intra-sample variation in faecal glucocorticoid metabolites. *Conservation Physiology*, 3(1), cov053. <https://doi.org/10.1093/conphys/cov053>
- Peñín, I., Levin, M., Acevedo-Whitehouse, K., Jasperse, L., Gebhard, E., Gulland, F. M. D. y De Guise, S. (2018). Effects of polychlorinated biphenyls (PCB) on California sea lion (*Zalophus californianus*) lymphocyte functions upon in vitro exposure. *Environmental research*, 167, 708-717. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.08.028>
- Pervez, R., Wang, Y., Mahmood, Q., y Jattak, Z. (2020). Stereomicroscopic and Fourier Transform Infrared (FTIR) Spectroscopic Characterization of the Abundance, Distribution and Composition of Microplastics in the Beaches of Qingdao, China. *Analytical Letters*, 53(18), 2960-2977. <https://doi.org/10.1080/00032719.2020.1763379>
- Pérez-Gómez, C.A., Torres, M., Pozo, K., Echeverry-Berrío, D. (2024). Identificación de microplásticos en heces de lobos marinos (*Otaria flavescens*) en el puerto La Poza, Región del Bio bío, Chile. *Revista De Investigaciones Veterinarias Del Perú*, 35(1), e25593. <https://doi.org/10.15381/rivep.v35i1.25593>
- Pérez-Venegas, D. J., Seguel, M., Pavés, H., Pulgar, J., Urbina, M., Ahrendt, C., y Galbán-Malagón, C. (2018). First detection of plastic microfibers in a wild population of South American fur seals (*Arctocephalus australis*) in the Chilean Northern Patagonia. *Marine pollution bulletin*, 136, 50-54. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.08.065>
- Pérez-Venegas, D. J., Toro-Valdivieso, C., Ayala, F., Brito, B., Iturra, L., Arriagada, M., Seguel, M., Berrios, C., Sepúlveda, M., Oliva, D., Cárdenas-Alayza, S., Urbina, M.A., Jorquera, A., Castro-Nallar, E. y Galbán-Malagón, C. (2020). Monitoring the occurrence of microplastic ingestion in Otariids along the Peruvian and Chilean coasts. *Marine pollution bulletin*, 153, 110966. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110966>

- Peters, C. A., Thomas, P. A., Rieper, K. B., y Bratton, S. P. (2017). Foraging preferences influence microplastic ingestion by six marine fish species from the Texas Gulf Coast. *Marine Pollution Bulletin*, 124(1), 82-88. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.080>
- Polizzi, P., Romero, M. B., Chiodi Boudet, L., Dolagaratz Carricavur, A., y Gerpe, M. (2024). What do small cetaceans tell us about trace elements pollution on the Argentinean coast? Franciscana dolphin as a biomonitor. *Science of The Total Environment*, 906, 167428. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167428>
- Pozo, K., Gómez, V., Torres, M., Vera, L., Nuñez, D., Oyarzún, P., Mendoza, G., Clarke, B., Fossi, M.C., Baini, M., Přibyllová, P. y Klánová, J. (2019). Presence and characterization of microplastics in fish of commercial importance from the Biobío region in central Chile. *Marine pollution bulletin*, 140, 315-319. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.01.025>
- Pozo, K., Urbina, W., Gómez, V., Torres, M., Nuñez, D., Přibyllová, P., Audy, O., Clarke, B., Arias, A., Tombesi, N., Guida, Y. y Klánová, J. (2020). Persistent organic pollutants sorbed in plastic resin pellet—"Nurdles" from coastal areas of Central Chile. *Marine pollution bulletin*, 151, 110786. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110786>
- Prasad, G., y Anuprakash, M. V. V. S. (2016). Pollution due to oil spills in marine environments and control measures. *IOSR Journal of Environmental Science Toxicology and Food Technology*, 10(9), 1-8. <https://doi.org/10.9790/2402-1009010108>
- Ramos, K., Machado, R., y Schiavetti, A. (2020). Operational interactions between sea lion species (Otariinae) and commercial fisheries. *Ethnobiology and Conservation*, 9. <https://doi.org/10.15451/ec2020-07-9.13-1-18>
- Randhawa, N., Gulland, F., Ylitalo, G. M., DeLong, R., y Mazet, J. A. (2015). Sentinel California sea lions provide insight into legacy organochlorine exposure trends and their association with cancer and infectious disease. *One Health*, 1, 37-43. <https://doi.org/10.1016/j.onehlt.2015.08.003>

- Rech, S., Macaya-Caquilpán, V., Pantoja, J. F., Rivadeneira, M. M., Madariaga, D. J., y Thiel, M. (2014). Rivers as a source of marine litter—a study from the SE Pacific. *Marine pollution bulletin*, 82(1-2), 66-75. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.03.019>
- Reyes, P., Hucke-Gaete, R., y Torres-Florez, J. P. (2013). First observations of operational interactions between bottom-trawling fisheries and South American sea lion, *Otaria flavescens* in south-central Chile. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 93(2), 489-494. <https://doi.org/10.1017/S0025315412001282>[Opens in a new window]
- Rillig, M. C. (2012). Microplastic in terrestrial ecosystems and the soil?. *Environmental Science & Technology*. 46(12), 6453-6453. <https://doi.org/10.1021/es302011r>
- Riverón, S., Raoult, V., Baylis, A. M. M., Jones, K. A., Slip, D. J., y Harcourt, R. G. (2021). Pelagic and benthic ecosystems drive differences in population and individual specializations in marine predators. *Oecologia*, 196(3), 891-904. <https://doi.org/10.1007/s00442-021-04974-z>
- Rochman, C. M., Tahir, A., Williams, S. L., Baxa, D. V., Lam, R., Miller, J. T., Teh, F., Werorilangi, S. y Teh, S. J. (2015). Anthropogenic debris in seafood: Plastic debris and fibers from textiles in fish and bivalves sold for human consumption. *Scientific reports*, 5(1), 1-10. <https://doi.org/10.1038/srep14340>
- Ross, P. S. (2000). Marine mammals as sentinels in ecological risk assessment. *Human and Ecological Risk Assessment*, 6(1), 29-46. <https://doi.org/10.1080/10807030091124437>
- Ross, P. S. (2002). The role of immunotoxic environmental contaminants in facilitating the emergence of infectious diseases in marine mammals. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 8(2), 277-292. <https://doi.org/10.1080/20028091056917>
- Ruiz-Villarreal, M., González-Pola, C., del Río, G. D., Lavín, A., Otero, P., Piedracoba, S., y Cabanas, J. M. (2006). Oceanographic conditions in North and Northwest Iberia and their influence on the Prestige oil spill. *Marine Pollution Bulletin*, 53(5-7), 220-238. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.03.011>

- Sá, B., Pais, J., Antunes, J., Pequeno, J., Pires, A., y Sobral, P. (2022). Seasonal abundance and distribution patterns of microplastics in the Lis River, Portugal. *Sustainability*, 14(4), 2255. <https://doi.org/10.3390/su1404225>
- Saikumar, S., Mani, R., Ganesan, M., Dhinakarasamy, I., Palanisami, T., y Gopal, D. (2024). Trophic transfer and their impact of microplastics on estuarine food chain model. *Journal of Hazardous Materials*, 464, 132927. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.132927>
- Saldías, G. S., Sobarzo, M., Largier, J., Moffat, C., y Letelier, R. (2012). Seasonal variability of turbid river plumes off central Chile based on high-resolution MODIS imagery. *Remote Sensing of Environment*, 123, 220-233. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.03.010>
- Salamanca, M., Chandía, C., Hernández, A., y Vargas, F. (2019). First long-term record of halogenated organic compounds (AOX, EOX, and PCDD/F) and trace elements (Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Pb, Ni, and Zn) in marine biota of the coastal zone of southcentral Chile. *Marine Pollution Bulletin*, 146, 442-453. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.074>
- Salimi, A., Alavehzadeh, A., Ramezani, M., y Pourahmad, J. (2022). Differences in sensitivity of human lymphocytes and fish lymphocytes to polyvinyl chloride microplastic toxicity. *Toxicology and Industrial Health*, 38(2), 100-111 <https://doi.org/10.1177/07482337211065832>
- Santillán, L., Saldaña-Serrano, M., y De-La-Torre, G. E. (2020). First record of microplastics in the endangered marine otter (Lontra felina). *Mastozoología Neotropical*, 27(1), 211-215. <https://doi.org/10.31687/saremMN.20.27.1.0.12>
- Sarmiento, A. M., Nieto, J. M., Olías, M., y Cánovas, C. R. (2009). Hydrochemical characteristics and seasonal influence on the pollution by acid mine drainage in the Odiel river Basin (SW Spain). *Applied Geochemistry*, 24(4), 697-714. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2008.12.025>
- Sarmiento-Devia, R., Sepúlveda, M., Pavez, G., Valdés, J., Canto, A., Orellana, M., y Oliva, D. (2020). Diet composition of an opportunistic predator from an upwelling

- area in the Southeastern Pacific. *Austral Ecology*.
<https://doi.org/10.1111/aec.12944>
- Selvam, S., Jesuraja, K., Venkatramanan, S., Roy, P. D., y Kumari, V. J. (2021). Hazardous microplastic characteristics and its role as a vector of heavy metal in groundwater and surface water of coastal south India. *Journal of Hazardous Materials*, 402, 123786. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123786>
- Seguel, M., Molina-Burgos, B. E., Perez-Venegas, D. J., Chiang, G., Harrod, C., DeRango, E., y Paves, H. (2022). Shifts in maternal foraging strategies during pregnancy promote offspring health and survival in a marine top predator. *Oecologia*, 199(2), 343-354. <https://doi.org/10.1007/s00442-022-05200-0>
- Sepúlveda, M., Oliva, D. P., y Palma, F. J. (2001). Daily and annual circarhythms activity in the South American sea lion *Otaria flavescens* (Carnivora: Otariidae) at the central zone of Chile. *Revista de Biología marina y Oceanografía*, 36(2), 181-188. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-19572001000200006>.
- Sepúlveda, M., Oliva, D., Urrea, A., Perez-Alvarez, M. J., Moraga, R., Schrader, D., Inostroza, P., Melo, A., Díaz, H., y Sielfeld, W. (2011). Distribution and abundance of the South American sea lion *Otaria flavescens* (Carnivora: Otariidae) along the central coast off Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 84(1), 97-106. <http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2011000100007>
- Sepúlveda, M., Pérez, M. J., Sielfeld, W., Oliva, D., Durán, L. R., Rodríguez, L., Araos, V. y Buscaglia, M. (2007). Operational interaction between South American sea lions *Otaria flavescens* and artisanal (small-scale) fishing in Chile: results from interview surveys and on-board observations. *Fisheries Research*, 83(2-3), 332-340. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2006.10.009>
- Sepúlveda, M., Quiñones, R. A., Carrasco, P., y Pérez-Álvarez, M. J. (2012). Daily and seasonal variation in the haul-out behavior of the South American sea lion. *Mammalian Biology*, 77(4), 288-292. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2012.03.008>

- Setälä, O., Lehtiniemi, M., Coppock, R., y Cole, M. (2018). Microplastics in marine food webs. In *Microplastic contamination in aquatic environments* (pp. 339-363). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813747-5.00011-4>
- Shen, M., Zhang, Y., Zhu, Y., Song, B., Zeng, G., Hu, D., Wen, X., y Ren, X. (2019). Recent advances in toxicological research of nanoplastics in the environment: A review. *Environmental pollution*, 252, 511-521. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.05.102>
- Schlatter, R. P. (1976). Penetración del lobo marino común, *Otaria flavescens* Shaw, en el Río Valdivia y afluentes. *Medio Amb.* 2, 86–90. <https://bibliotecadigital.ciren.cl>
- Smiroldo, G., Balestrieri, A., Pini, E., y Tremolada, P. (2019). Anthropogenically altered trophic webs: alien catfish and microplastics in the diet of Eurasian otters. *Mammal Research*, 64(2), 165-174. <https://doi.org/10.1007/s13364-018-00412-3>
- Smith, M., Love, D. C., Rochman, C. M., y Neff, R. A. (2018). Microplastics in seafood and the implications for human health. *Current environmental health reports*, 5(3), 375-386. <https://doi.org/10.1007/s40572-018-0206-z>
- Sobarzo, M., Bravo, L., Donoso, D., Garcés-Vargas, J., y Schneider, W. (2007). Coastal upwelling and seasonal cycles that influence the water column over the continental shelf off central Chile. *Progress in Oceanography*, 75(3), 363-382. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2007.08.022>
- St. George, J. R., Petersen, S. D., Roth, J. D., Ferguson, S. H., y Yurkowski, D. J. (2024). Trophic structure and a temporal shift in trophic diversity of mobile consumers in a subarctic estuary. *Estuaries and Coasts*, 47, 551–566. <https://doi.org/10.1007/s12237-023-01291-x>
- Szteren, D., Aurióles-Gamboa, D., Campos-Villegas, L. E., y Alava, J. J. (2023). Metal-specific biomagnification and trophic dilution in the coastal foodweb of the California sea lion (*Zalophus californianus*) off Bahía Magdalena, Mexico: The role of the benthic-pelagic foodweb in the trophic transfer of trace and toxic metals. *Marine Pollution Bulletin*, 194(Part A), 115263. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115263>

- Torres, G. J., Lombarte, A., y Morales-Nin, B. (2000). Sagittal otolith size and shape variability to identify geographical intraspecific differences in three species of the genus *Merluccius*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 80(2), 333-342. <https://doi.org/10.1017/S0025315499001915>
- Thewissen, J. G. M., Cooper, L. N., George, J. C., y Bajpai, S. (2009). From land to water: the origin of whales, dolphins, and porpoises. *Evolution: Education and Outreach*, 2(2), 272-288. <https://doi.org/10.1007/s12052-009-0135-2>
- Van Cauwenberghe, L., y Janssen, C. R. (2014). Microplastics in bivalves cultured for human consumption. *Environmental pollution*, 193, 65-70. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.06.010>
- Vargas, C. A., Garreaud, R., Barra, R., Vasquez-Lavin, F., Saldías, G. S., y Parra, O. (2020). Environmental costs of water transfers. *Nature Sustainability*, 3(6), 408-409. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0526-5>
- Yevenes, M. A., Figueroa, R., & Parra, O. (2018). Seasonal drought effects on the water quality of the Biobío River, Central Chile. *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 13844–13856. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1415-6>
- Ylitalo, G., Stein, J., Hom, T., Johnson, L., Tilbury, K. L., Hall, A. J., Rowles, T., Greig, D., Lowenstine, L.J. y Gulland, F. M. (2005). The role of organochlorines in cancer-associated mortality in California sea lions (*Zalophus californianus*). *Marine Pollution Bulletin*, 50(1), 30- 39. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.08.005>
- Yung, F. (2022). Evaluación de la potencial presencia de microplásticos en fecas de Lontra felina (Molina, 1782) en Chrome, región del Bío Bío, Chile. [Seminario de título para optar al Título profesional de Bióloga]. Universidad de Concepción. Concepción, Chile. <http://repositorio.udec.cl/>
- Wang, G., Lu, J., Li, W., Ning, J., Zhou, L., Tong, Y., Liu, Z., Zhou, H., y Xiayihazi, N. (2021b). Seasonal variation and risk assessment of microplastics in surface water of the Manas River Basin, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 208, 111477. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111477>

- Wang, J., Peng, C., Li, H., Zhang, P., y Liu, X. (2021a). The impact of microplastic-microbe interactions on animal health and biogeochemical cycles: A mini-review. *Science of The Total Environment*, 145697. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145697>
- Woodall, L. C., Gwinnett, C., Packer, M., Thompson, R. C., Robinson, L. F., y Paterson, G. L. J. (2015). Using a forensic science approach to minimize environmental contamination and to identify microfibres in marine sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 95(1), 40-46. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.04.044>
- Xia, F., Yao, Q., Zhang, J., and Wang, D. (2021). Effects of seasonal variation and resuspension on microplastics in river sediments. *Environmental Pollution*, 286, 117403. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117403>
- Xiang, K., He, Z., Fu, J., Wang, G., Li, H., Zhang, Y., Zhang, S. y Chen, L. (2022). Microplastics exposure as an emerging threat to ancient lineage: A contaminant of concern for abnormal bending of amphioxus via neurotoxicity. *Journal of Hazardous Materials*, 438, 129454. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129454>
- Zantis, L. J., Bosker, T., Lawler, F., Nelms, S. E., O'Rorke, R., Constantine, R., Sewell, M., y Carroll, E. L. (2022). Assessing microplastic exposure of large marine filter-feeders. *Science of the Total Environment*, 818, 151815. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151815>
- Zantis, L. J., Carroll, E. L., Nelms, S. E., y Bosker, T. (2021). Marine mammals and microplastics: A systematic review and call for standardisation. *Environmental Pollution*, 269, 116142. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116142>
- Zenteno, L., Borella, F., Otero, J. G., Piana, E., Belardi, J. B., Borrero, L. A., Saporiti, F., Cardona, L. y Crespo, E. (2015). Shifting niches of marine predators due to human exploitation: the diet of the South American sea lion (*Otaria flavescens*) since the late Holocene as a case study. *Paleobiology*, 41(3), 387-401. <https://doi.org/10.1017/pab.2015.9>
- Zhang, F., Wang, X., Xu, J., Zhu, L., Peng, G., Xu, P., y Li, D. (2019). Food-web transfer of microplastics between wild caught fish and crustaceans in East China Sea.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.061>

Zhao, K., Gaines, S. D., García Molinos, J., Zhang, M., y Xu, J. (2024). Effect of trade on global aquatic food consumption patterns. *Nature Communications*, 15(1), 1412.

<https://doi.org/10.1038/s41467-024-45556-w>

Zhu, D., Chen, Q. L., An, X. L., Yang, X. R., Christie, P., Ke, X., Wu, L. y Zhu, Y. G. (2018a). Exposure of soil collembolans to microplastics perturbs their gut microbiota and alters their isotopic composition. *Soil Biology and Biochemistry*, 116, 302-310. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.10.027>

Zhu, B. K., Fang, Y. M., Zhu, D., Christie, P., Ke, X., y Zhu, Y. G. (2018b). Exposure to nanoplastics disturbs the gut microbiome in the soil oligochaete *Enchytraeus crypticus*. *Environmental Pollution*, 239, 408-415.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.017>

Zhu, J., Yu, X., Zhang, Q., Li, Y., Tan, S., Li, D., Yang, Z., y Wang, J. (2019). Cetaceans and microplastics: First report of microplastic ingestion by a coastal delphinid, *Sousa chinensis*. *Science of The Total Environment*, 659, 649-654.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.389>

10.ANEXOS

Anexo I: Autorización para Pesca de Investigación otorgada por SUBPESCA.

Verificación del Documento: • Id del Documento: 12574 • Código de verificación: 77028974009 • Verificar validez en https://tramites.subpesca.cl/wf-tramites/public/documentos/validar

MINISTERIO DE ECONOMÍA
FOMENTO Y TURISMO
SUBSECRETARÍA DE PESCA Y ACUICULTURA
PINV E-2022-087 "CONOCIMIENTO Y ESTADO DE SALUD DE
LOS ECOSISTEMAS MARINOS".

AUTORIZA A CAMILA EUGENIA
CALDERÓN QUIRGAS PARA REALIZAR
PESCA DE INVESTIGACIÓN QUE
INDICA.

VALPARAÍSO.

R. EX. Nº **E-2022-189**

FECHA: **03/05/2022**

VISTO: Lo solicitado por Camila
Eugenia Calderón Quirgas, mediante C.I. Subpesca E-PINV-2022-062, de fecha
8 de febrero de 2022; lo informado por la División de Administración Pesquera
de esta Subsecretaría, en Informe Técnico Nº E-2022-087, de fecha 7 de marzo
de 2022; los Términos Técnicos de Referencia del Proyecto "**CONOCIMIENTO Y
ESTADO DE SALUD DE LOS ECOSISTEMAS MARINOS DE LA COSTA DE
CHILE, A TRAVÉS DEL MUESTREO DE MAMÍFEROS MARINOS COMO
CENTINELAS AMBIENTALES**", elaborados por la peticionaria y aprobados por
esta Subsecretaría; la Ley Nº 19.880; la Ley General de Pesca y Acuicultura Nº
18.892 y sus modificaciones cuyo texto refundido, coordinado y sistematizado
fue fijado por el D.S. Nº 430 de 1991, el D.F.L. Nº 5 de 1983, el D.S. Nº 461 de
1995; el Decreto Ley Nº 873 de 1975, que aprueba la Convención sobre el
Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres
(CITES), promulgado mediante D.S. Nº 141, de 1975, del Ministerio de
Relaciones Exteriores; los Decretos Exentos Nº 225 de 1995, Nº 135 de 2005 y
Nº 434 de 2007, todos del Ministerio de Economía, Fomento y Turismo.

CONSIDERANDO:

1.- Que, doña Camila Eugenia
Calderón Quirgas ingresó mediante carta citada en Visto, una solicitud para
desarrollar una pesca de investigación conforme los Términos Técnicos de
Referencia del Proyecto denominado "**CONOCIMIENTO Y ESTADO DE SALUD
DE LOS ECOSISTEMAS MARINOS DE LA COSTA DE CHILE, A TRAVÉS DEL
MUESTREO DE MAMÍFEROS MARINOS COMO CENTINELAS
AMBIENTALES**".

2.- Que, mediante Informe Técnico Nº
E-2022-080, citado en Visto, la División de Administración Pesquera de esta
Subsecretaría, informa que las actividades planteadas en la solicitud califican
como pesca de investigación de acuerdo con lo dispuesto en el artículo 2º Nº 29
de la Ley General de Pesca y Acuicultura, por cuanto es una actividad extractiva

Página 1 de 5

Anexo II: Protocolo para el análisis de microplásticos.

1. Pesar submuestra
2. La muestra se digiere por 7 días a 60 °C en una solución de KOH al 20% dentro de frascos Schott Duran de 250 ml. El volumen utilizado será de 20 ml/g de muestra seca
3. Las muestras serán filtradas en un matraz kitasato con filtros de fibra de vidrio
4. El remanente será puesto en placas Petri cerradas donde se secarán por 3 días a temperatura ambiente.
5. Cada placa Petri será observada bajo el microscopio estereoscópico en busca de partículas que cumplan con los criterios establecidos por Norén (2007).
6. La observación debe ser contrastada con una muestra blanca (una placa petri abierta en las cercanías del microscopio) para establecer la contaminación estándar del aire o realizarse dentro de una campana de flujo laminar y/o filtro de aire.
7. Las partículas serán clasificadas en fragmentos y filamentos, además de su color.
8. Se contabilizará el total de partículas encontradas
9. Se estimará aritméticamente el número total de partículas en la muestra y se dividirá por la masa de la muestra.
10. Las placas serán guardadas en oscuridad a -6 °C para cualquier futuro análisis que pueda ser realizado.

Anexo III: Planilla creada para el registro de los datos de microplásticos.

[illegible]

Anexo IV: Listado de materiales utilizados.

Reactivos:

- 3 kg de hidróxido de potasio
- 5 L de alcohol etílico 96%
- 60 L de agua destilada filtrada

Materiales fungibles:

- 9 overoles desechables
- 100 sobres de aluminio 12x20 cm
- 6 rollos de papel aluminio 7,5 m
- 2 cintas adhesivas de papel
- 3 marcadores permanentes
- 1 bolígrafo
- 2 caja de guantes de latex talla L

Materiales no fungibles:

- Horno de cultivo (Memmert ® BE-400)
- Campana microbiológica
- Tamiz de acero inoxidable poro 1 mm
- 84 Filtros de fibra de vidrio 47mm poro 1.5 um
- Báscula gramera (Beurer ® KS-19)
- Espátula metálica
- Microscópio estereoscópico (Celestron® Labs S10-60)
- 72 tubos Falcon ® de 15 ml
- 24 frascos Schott Duran ® de 250 ml
- 84 placas petri de borosilicato 60x15 mm
- Cooler Coleman ® 22 litros.
- Bomba de vacío
- Matraz Kitasato

Anexo V: Planilla utilizada para el análisis de las presas.

Estación:		Presa 1	Presa 2	Presa 3	Presa 4	Presa 5	Presa 6	Presa 7	Presa 8	NP
Muestra										
1										
2										
3										
4										
5										
6										
7										
8										
9										
10										
11										
12										
13										
14										
15										
16										
17										
18										
19										
20										
21										
22										
23										
24										
Total										
%		0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%

Anexo VI: Formulario del CECUA para el uso de animales en investigación.

 UNIVERSIDAD SAN SEBASTIÁN PROTECTOR HUMANISTA CRISTIANO		PROTOCOLO DE CUIDADO Y USO DE ANIMALES Comité Institucional de Ética en Cuidado y Uso de Animales, USS Versión pre grado 2022
1. PROPÓSITOS Y JUSTIFICACIÓN DE LA INVESTIGACIÓN		
FUNDAMENTACIÓN CIUDADANO COMÚN: Señale de qué se trata el proyecto, indique el modelo animal y la relevancia principal. (250 palabras)		
2: DISEÑO DEL ESTUDIO y JUSTIFICACIONES		
Tipo de animal(es) (de laboratorio; granja; silvestre; compañía; Otro)	Especie(s)	
2.1 JUSTIFICACIÓN DEL USO DE ANIMALES Y DE LA ESPECIE SELECCIONADA Justifique por qué requiere usar animales versus modelos alternativos y por qué requiere usar la(s) especie(s) en particular versus otras especies (máximo 250 palabras)		
2.2 DESCRIPCIÓN DEL DISEÑO DEL ESTUDIO Describa los procedimientos del proyecto y su temporalidad, para cada grupo de animales. Identificar grupos controles y tratamientos en caso de que corresponda. Indique el n (n=número) de cada grupo y el n total por objetivo. Mencione las variables que serán cuantificadas y que serán objeto de análisis estadístico posterior. Incluir, en caso de que corresponda, zonas geográficas, poblaciones, número de réplicas, número máximo de individuos. Incluir además el método de captura.		
NOTA: Documento adaptado del PROTOCOLO DE CUIDADO Y USO DE ANIMALES EN INVESTIGACIÓN; Comité Ético Científico para el Cuidado de Animales y Ambiente (CEC-CAA), Pontificia Universidad Católica de Chile; Versión 2020		