

COEXISTENCIA ENTRE ESPECIES RECIENTEMENTE  
SIMPÁTRICAS: EL CASO DEL LOBO MARINO COMÚN (*Otaria  
byronia*) Y EL LOBO FINO AUSTRAL (*Arctocephalus australis*) EN  
CHILE CENTRAL.

Tesis

Entregada a La  
Universidad de Valparaíso  
En Cumplimiento Parcial De Los Requisitos  
Para Optar Al Grado De

Magister en Ciencias Biológicas Mención Biodiversidad y Conservación  
Instituto de Biología  
Facultad De Ciencias

Por

**Pamela Andrea Fernández Ortiz**

13 de Marzo, 2023

Directora de Tesis

Doris Oliva Ekelund

Codirector

Claudio Quezada Romegialli

INSTITUTO DE BIOLOGIA  
FACULTAD DE CIENCIAS  
UNIVERSIDAD DE VALPARAISO

INFORME DE APROBACION  
TESIS DE MAGISTER

Se informa a la Escuela de Postgrado de la Facultad de Ciencias que la Tesis de Magister  
presentada por el candidato.

**Pamela Andrea Fernández Ortiz**

Ha sido aprobada por la comisión de Evaluación de la tesis como requisito para optar al grado de  
Magister en Ciencias Biológicas mención Biodiversidad y Conservación, en el examen de Defensa  
de Tesis rendido el día 13 de Marzo de 2023.

Directores de Tesis:

Prof.	Doris Oliva Ekelund
Prof.	Claudio Quezada Romegialli

Comisión de Evaluación de la Tesis:

Prof.	Doris Oliva Ekelund
Prof.	Claudio Quezada Romegialli
	Jorge Guerra Münchmeyer

## **AGRADECIMIENTOS**

Quería agradecer al gran grupo humano que se formó en la primera generación de este magister, en especial a mis compañeras Lenka Kurte, Anahí Canto, Carla Gacitúa y Fernanda Barilari por ayudarme, enseñarme y compartir sus conocimientos. También a todos los profesores, pero muy especialmente a Doris Oliva y Claudio Quezada por la paciencia, dedicación, disposición y confianza que me tuvieron durante este largo proceso.

He de destacar y agradecer también a quienes me acompañaron a los muestreos, por el tiempo, voluntad y risas, el profesor Rene Durán y Pablo Herrera.

También agradecer a los laboratorios de Biotecnología y Biología Molecular UV, Limnoecología UPLA y Ecología Aplicada UV, por brindar espacio y materiales para desarrollar mi tesis.

Y agradecer en especial a mi hija, Agustina, por ser mi compañera eterna durante todo este proceso.

## ÍNDICE DE CONTENIDOS

<b>ÍNDICE DE TABLAS</b> .....	<b>6</b>
<b>ÍNDICE DE FIGURAS</b> .....	<b>7</b>
<b>RESUMEN</b> .....	<b>9</b>
<b>ABSTRACT</b> .....	<b>10</b>
<b>I. INTRODUCCIÓN</b> .....	<b>11</b>
<b>II. METODOLOGÍA</b> .....	<b>25</b>
2.1. Área de estudio y toma de muestra.....	25
2.2. Análisis de fecas y determinación de la dieta.....	27
2.3. Determinación de la oferta ambiental.....	29
2.4. Amplitud de nicho trófico del LMC, el LFA y de la oferta ambiental.....	31
2.5. Índice de importancia relativa de las presas (IRI).....	31
2.6. Sobreposición de nicho trófico entre especies y con la oferta ambiental.....	32
2.7. Determinación del sexo.....	32
2.7.1. <i>Extracción de ADN</i> .....	32
2.7.2. <i>Partidores</i> .....	33
2.7.3. <i>PCR de las muestras</i> .....	36
2.8. Análisis estadístico.....	37
<b>III. RESULTADOS</b> .....	<b>38</b>
3.1. Análisis de fecas.....	38
3.2. Determinación de la dieta.....	39
3.3. Determinación de la oferta ambiental.....	44
3.4. Amplitud de nicho trófico del LMC, LFA y de la oferta ambiental.....	46

3.5.Sobreposición de nicho trófico entre otáridos y con la oferta ambiental.....	47
3.6.Determinación del sexo.....	49
<b>IV. DISCUSIÓN.....</b>	<b>54</b>
4.1. Limitaciones metodológicas.....	64
<b>V. CONCLUSIONES.....</b>	<b>66</b>
<b>VI. REFERENCIAS.....</b>	<b>68</b>

## ÍNDICE DE TABLAS

<b>Tabla 1.</b>	Muestreos de fecas de lobos marinos realizados en los años 2020 y 2021.....	<b>27</b>
<b>Tabla 2.</b>	Ecuaciones de regresión para determinar el tamaño y biomasa de las presas identificadas a partir de los restos duros.....	<b>30</b>
<b>Tabla 3.</b>	Partidores seleccionados en este estudio para sexar muestras conocidas de lobo marino común.....	<b>34</b>
<b>Tabla 4.</b>	Partidores diseñados en este estudio para sexar ADN proveniente de muestras fecales de lobo marino común y lobo fino austral.....	<b>35</b>
<b>Tabla 5.</b>	Índice de importancia relativa de las presas (%IRI) y sus componentes para el lobo marino común y lobo fino austral en ambos periodos de muestreo.....	<b>41</b>
<b>Tabla 6.</b>	Longitud total y promedio estimada para las principales presas en los dos periodos de muestreo 2020 y 2021 consumidas por el lobo marino común y lobo fino austral respectivamente.....	<b>42</b>
<b>Tabla 7.</b>	Detalle de los desembarques (ton) artesanales e industriales en la región de Valparaíso en los meses que se realizaron los muestreos durante los años 2020 y 2021.....	<b>45</b>
<b>Tabla 8.</b>	Resultados obtenidos del análisis PERMANOVA con contrastes intra e interespecíficos durante las temporadas de muestreo del año 2020 y 2021.....	<b>48</b>

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b>	Distribución geográfica del lobo marino común.....	<b>12</b>
<b>Figura 2.</b>	Distribución geográfica del lobo fino austral.....	<b>12</b>
<b>Figura 3.</b>	Cambios en la distribución geográfica del lobo fino austral en el tiempo (Cárcamo <i>et al.</i> 2021).....	<b>15</b>
<b>Figura 4.</b>	Ubicación de la lobera de Punta Curaumilla con los islotes Lobos y Gaviota.....	<b>25</b>
<b>Figura 5.</b>	Toma de muestras fecales de lobo marino común en el islote Lobos en el año 2020.....	<b>27</b>
<b>Figura 6.</b>	Restos duros encontrados en las fecas: <b>a)</b> otolito de <i>Merluccius gayi</i> , <b>b)</b> oculares de peces, <b>c)</b> vertebras de peces, <b>d)</b> picos de cefalópodos, <b>e)</b> ocular de cefalópodo y <b>f)</b> restos de asteroideo.....	<b>38</b>
<b>Figura 7.</b>	Índice de importancia relativa (%IRI) de las agrupaciones ecológicas consumidas por el lobo marino común y lobo fino austral durante las temporadas de muestreo 2020 y 2021.....	<b>39</b>
<b>Figura 8.</b>	Índice de importancia de relativa (%IRI) de las presas consumidas por el lobo marino común y lobo fino austral durante las temporadas de muestreo 2020 y 2021 .....	<b>40</b>
<b>Figura 9.</b>	Tallas de las principales presas consumidas por el lobo marino común (LMC) y lobo fino austral (LFA) durante las temporadas de muestreo 2020 y 2021, merluza común y jurel.....	<b>43</b>

<b>Figura 10.</b>	Biomasa de las principales presas consumidas por el lobo marino común (LMC) y lobo fino austral (LFA) durante las temporadas de muestreo 2020 y 2021, merluza común y jurel.....	<b>44</b>
<b>Figura 11.</b>	Especies que explican el 97% o más de la biomasa total de los desembarques de la región de Valparaíso en los meses que se realizaron muestreos. <b>a)</b> noviembre de 2020, <b>b)</b> febrero 2020 y <b>c)</b> noviembre de 2021.	<b>47</b>
<b>Figura 12.</b>	Gráfico del análisis nMDS de la abundancia de las presas consumidas por el lobo marino común y lobo fino austral durante las temporadas de muestreos de los años 2020 y 2021.....	<b>49</b>
<b>Figura 13.</b>	Evaluación de la cantidad y calidad de ADN de los controles positivos y fecas en una electroforesis de gel de agarosa: <b>a)</b> mCOIintF/jgHCO2198 y <b>b)</b> MiFishUF/MiFishUR.....	<b>50</b>
<b>Figura 14.</b>	Electroforesis de las muestras control y muestras fecales de lobo marino común con los partidores descritos en la literatura: <b>a)</b> ZFXF-ZF2RA, <b>b)</b> ZXYR-ZFYF y <b>c)</b> SRY53-3c – SRY53-3d.....	<b>51</b>
<b>Figura 15.</b>	Amplificación de ZFX (143 pb) en muestras fecales de lobo marino común (1-10) y lobo fino austral (11-19) con el conjunto de partidores diseñados en este estudio .....	<b>52</b>
<b>Figura 16.</b>	Amplificación de SRY (202 pb) en muestras fecales de lobo marino común (1-10) y lobo fino austral (11-19) con el conjunto de partidores diseñados en este estudio.....	<b>52</b>
<b>Figura 17.</b>	Amplificación del partidore SRY diseñado en este estudio en muestras control de hembras conocidas.....	<b>53</b>



## RESUMEN

La reciente presencia del lobo fino austral [LFA] en la lobera de Punta Curaumilla (33° 05' S) tiene varios motivos y explicaciones. Sin embargo, no hay estudios respecto a su ecología trófica y a cómo su incorporación al ecosistema estaría afectando a otro otárido de similares características residente en la zona, el lobo marino común [LMC]. Si bien, hay estudios de dieta para el LMC en la costa de Chile, para el LFA sólo se han realizado en la zona sur, por lo cual el objetivo de este estudio fue determinar la composición de la dieta diferenciada por sexo del LMC y LFA, con el fin de establecer si coexisten mediante la segregación de recursos asociado a modos de alimentación divergentes adoptados cuando se encuentran en simpatría, tal como se ha reportado en otros estudios. Para lograr este objetivo se realizó un análisis de fecas con muestras tomadas en el año 2020 y 2021 de las cuales también se extrajo ADN para obtener el sexo de una muestra de individuos. Se determinó la amplitud del nicho trófico, donde el LMC siempre obtuvo valores superiores al LFA, en tanto que, la sobreposición del nicho trófico entre ambos varió de media en el año 2020 a baja en el 2021. Al mismo tiempo, la sobreposición con la oferta ambiental varió entre ambos periodos de muestreo de media a alta para el LMC y de alta a baja para el LFA. Además, cuando se analizaron las tallas de las presas consumidas, el LFA prefirió presas de tamaños superiores a las que consumió el LMC. El LMC y LFA coexisten mediante la segregación de recursos tróficos, donde el modo de alimentación del LMC fue principalmente demersal - generalista y el del LFA pelágico - especialista. A pesar de que, no se pudo obtener la dieta diferenciada por sexo, la metodología desarrollada para extraer ADN y sexar las fecas mediante marcadores moleculares son un avance metodológico importante para el estudio de estas especies.

**Palabras claves:** Sobreposición de nicho trófico, dieta, análisis de fecas, otáridos, depredadores tope.

## ABSTRACT

The recent presence of the South American fur seal [SAFS] in the Punta Curaumilla colony (33° 05' S) has several reasons and explanations. However, there are no studies regarding its trophic ecology and how its incorporation into the ecosystem would be affecting another otariid with similar characteristics that resides in the area, the South American sea lion [SASL]. Although there are diet studies for the SASL along the Chilean coast, for the SAFS only for the south, for which the objective of this study was to determine the composition of the diet differentiated by sex of the SASL and SAFS, in order to establish if they coexist through the resource segregation associated with divergent feeding modes adopted when they are in sympatry, as has been reported in other studies. To achieve this objective, a fecal analysis was carried out with samples taken in 2020 and 2021, from which DNA was also extracted to obtain the sex of the individuals. The width of the trophic niche was determined, where the SASL always obtained higher values than the SAFS, while the overlap of the trophic niche between the two varied from medium in 2020 to low in 2021. At the same time, the overlap with the environmental offer varied between both sampling periods from medium to high for the SASL and from high to low for the SAFS. In addition, when the sizes of consumed prey items were analyzed, the SAFS preferred larger prey sizes than those consumed by the SASL. The LMC and LFA coexist through the segregation of trophic resources, where the feeding habits of the SASL was mainly demersal-generalist and for the SAFS was pelagic-specialist. Although it was not possible to obtain the diet differentiated by sex, the methodology developed to extract DNA and determine sex from feces using molecular markers is an important genetic advance for these species.

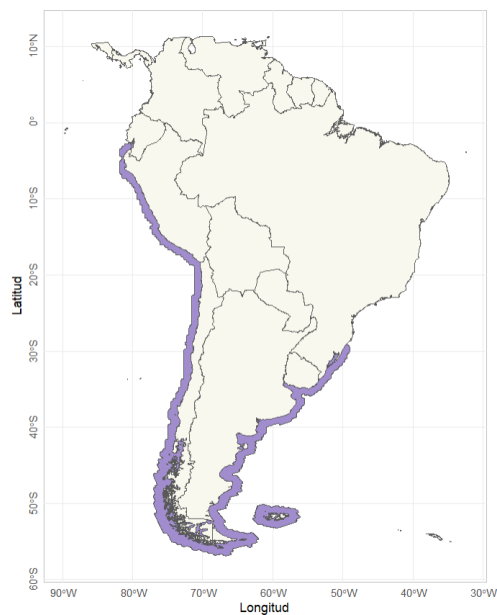
**Keywords:** Trophic niche overlap, diet, fecal analysis, otariid seals, top predators.

## I. INTRODUCCION

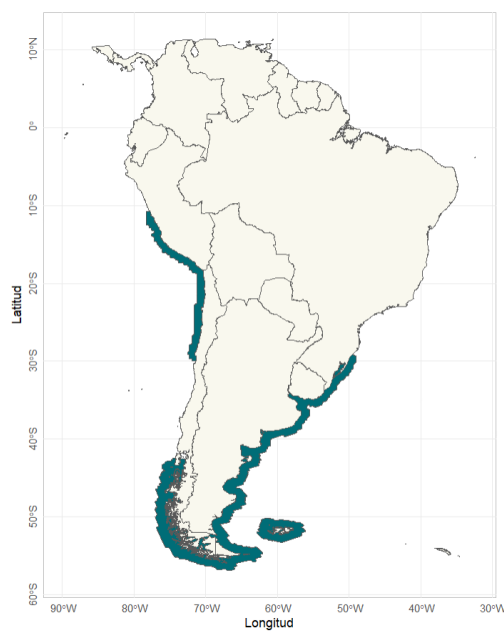
La distribución y la abundancia de las especies se ve afectada por una combinación de factores demográficos, evolutivos, ecológicos, relativos al hábitat y antropogénicos (Learmonth *et al.* 2006). En este contexto, los rangos de la distribución geográfica, en general de las especies marinas y de los mamíferos marinos en particular, están determinados en gran medida por la disponibilidad de presas, su preferencia y la tolerancia fisiológica a los cambios térmicos, que en ambos casos dependen directamente de las características físicas y químicas del agua, principalmente de la temperatura (Würsig *et al.* 2002, Harley *et al.* 2006, Learmonth *et al.* 2006, Sunday *et al.* 2012, Waldonck *et al.* 2019, Hasting *et al.* 2020, Osland *et al.* 2021) la que afectará, directa o indirectamente los límites de distribución (Day *et al.* 2018).

El lobo marino común [LMC], *Otaria byronia* (de Blainville, 1820) (Carnivora:Otariidae) posee una distribución continua desde el norte del Perú (03°40'S) hasta el Cabo de Hornos, y por el Atlántico, hasta el sur de Brasil (29°20'S) (Aguayo & Maturana, 1973, Schlatter *et al.* 1977, Vaz-Ferreira 1982, Tovar & Fuentes 1984, Crespo 1988, Sepúlveda *et al.* 2001, Crespo *et al.* 2012, Cárdenas-Alayza *et al.* 2016b, Sepúlveda *et al.* 2016, Oliva *et al.* 2020) (Figura 1).

El lobo fino austral [LFA] (*Arctocephalus australis* [Zimmermann, 1783]) (Carnivora:Otariidae) se distribuye en Perú, desde Isla Mazurca (11°20' S) hasta Caleta Chañaral (29°04' S) en Chile, donde presenta una brecha en su distribución hasta Isla Guafo (43°35' S), luego es continua y hacia el Atlántico sur occidental su distribución es continua hasta las costas de Rio Grande do Sul en Brasil aproximadamente de 29° a 32° S) (Oliveira & Morgante 2004, Muelbert & Oliveira 2006, Svendsen *et al.* 2013, Cárdenas-Alayza *et al.* 2016a, Cárdenas-Alayza 2018) (Figura 2).



**Figura 1.** Distribución geográfica del lobo marino común.



**Figura 2.** Distribución geográfica del lobo fino austral.

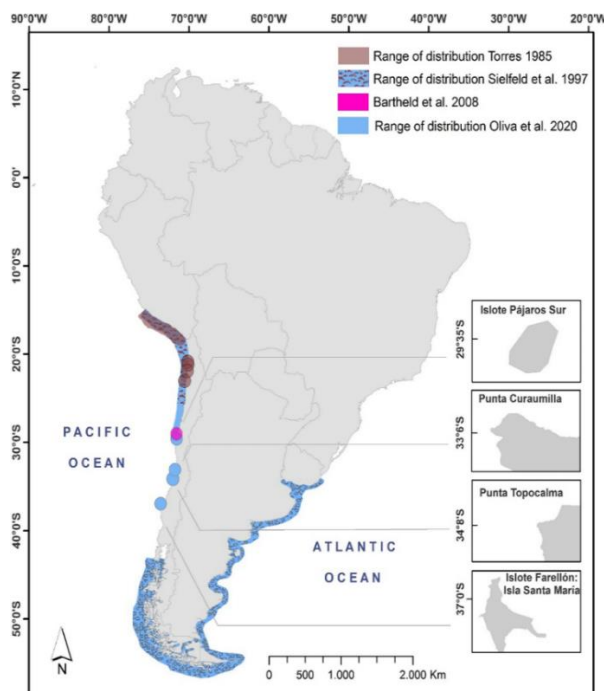
Algunos estudios sugerían una distribución continua del LFA en la costa chilena (*e.g.*, Reppening *et al.* 1971), sin embargo, no existía evidencia al respecto. El registro de un ejemplar

en las cercanías de Antofagasta ( $23^{\circ}35'S$ ), motivó censos que se realizaron en febrero de 1983, los cuales revelaron un total de 228 individuos en la zona. La presencia del LFA en el norte de Chile se atribuyó al evento meteorológico conocido como “El Niño, Oscilación del Sur” [ENOS] ocurrido entre los años 1982 y 1983 (Guerra & Torres 1984, Guerra & Portflitt 1991, Jaksic, 1998). Este ENOS afectó directamente a la población del LFA de la zona sur de Perú, entre los  $11^{\circ}23'-17^{\circ}42' S$ , generando una disminución por mortalidad y por desplazamiento dada sensibilidad de la especie a altas temperaturas. Adicionalmente, se constatan comportamientos migratorios hacia el sur detonados por la búsqueda de presas como la anchoveta (*Engraulis ringens*) y la sardina (*Strangomera bentincki*) (Guerra & Torres 1984, Tovar & Fuentes 1984, Limberger 1990, Majluf 1991, Jaksic 1998). Durante y después de este evento meteorológico, el LFA estableció colonias en el norte de Chile, entre los  $21^{\circ}$  y  $23^{\circ} S$  (Guerra & Portflitt 1991). Luego entre los años 1997-98 se generó otro evento ENOS, donde se registraron aumentos de hasta  $9^{\circ}C$  en la superficie del mar (Glantz 2001), provocando una alta tasa de mortalidad en el LFA del núcleo poblacional peruano, que coincidió con un aumento en la cantidad de individuos en el norte de Chile (Sielfeld & Guzmán 2002). Esto significó que la principal presa del LFA y el LMC en Perú, la anchoveta, se redujera, debido a la disminución en la productividad primaria como consecuencia del aumento de la temperatura de la superficie del mar (Oliveira 2011), lo que generó la migración del LFA hacia otros lugares en el norte de Chile (Cárcamo *et al.* 2021) en busca de alimento (Oliveira 2011). A raíz de estos eventos ENOS, el LFA colonizó el norte de Chile y fue ampliando su rango de distribución hacia zonas habitadas por el LMC.

No sólo el núcleo poblacional peruano de LFA ha ampliado su distribución hacia las costas de la zona centro de Chile, sino que también se han registrado al LFA colonizando desde el borde sur de su distribución, hacia el norte del país, según detalla Cárcamo *et al.* (2019, 2021), con Isla

Mocha (38° 25' S) representando la colonia más al norte del núcleo poblacional chileno ubicado en el sur, y a Isla Chañaral en el norte de Chile, representando el límite del núcleo poblacional peruano.

A pesar de que, en la actualidad, aún se describe la distribución del LFA en Chile como discontinua, ha surgido evidencia respecto a modificaciones en los límites de distribución, como los registros que detalla Cárcamo *et al.* (2019) y Oliva *et al.* (2020) (Figura 3), donde en este último se registran 887 individuos en la zona central de Chile en el año 2019. Otro estudio reciente, Cárcamo *et al.* (2021), muestra que el LFA ya está presente en diversos puntos de la brecha de distribución, con una gran cantidad de individuos, específicamente entre los 29° 09' S y 39° 24' S, donde se registró la presencia del LFA en cuatro localidades, entre ellas Punta Curaumilla (33° 05' S), cuyas colonias se encuentran segregadas espacialmente respecto a las del LMC. La cantidad de ejemplares de LFA registrados fue de  $46 \pm 4$  y  $595 \pm 7$  durante la primavera y verano austral del año 2019 respectivamente, mientras que, en el verano del año 2020 se registraron  $744 \pm 5$  individuos, incluyendo  $23 \pm 2$  crías, el número más alto jamás registrado en un sólo lugar en Chile central y donde no existían registros previos (Cárcamo *et al.* 2021).



**Figura 3.** Cambios en la distribución geográfica del lobo fino austral en el tiempo  
(Cárcamo *et al.* 2021).

Los otáridos son depredadores topes, generalistas y oportunistas, que poseen estrategias tróficas propias de cada especie, permitiéndoles consumir una amplia variedad de presas, tanto bentónicas, demersales como pelágicas (Trites *et al.* 1997, Bolnick *et al.* 2003, García-Rodríguez & Aurióles-Gamboa 2004, Hume *et al.* 2004). Diversos trabajos han mostrado variaciones en sus estrategias tróficas tanto temporales como espaciales, atribuibles a la oferta alimentaria, presencia de otras especies con requerimientos similares o al sexo y época reproductiva (*e.g.*, Trites 1997, Bolnick *et al.* 2003, García-Rodríguez & Aurióles-Gamboa 2004, Hume *et al.* 2004, Pavés & Schlatter 2008, Franco-Trecu *et al.* 2012, Muñoz *et al.* 2013, Franco-Trecu 2015, Sepúlveda *et al.* 2015, Sarmiento *et al.* 2020, Cárdenas-Alayza *et al.* 2022a, b; Montalva *et al.* 2022). Las hembras en el periodo postnatal temprano deben consumir suficientes presas para mantener su propio

metabolismo y satisfacer las demandas de la lactancia (Thompson *et al.* 1998). Este aumento en la demanda de energía coincide con un período en el que deben regresar regularmente a las colonias para alimentar a sus cachorros, por lo tanto, los viajes de alimentación son cortos y se realizan en las cercanías de las loberas (Trillmich *et al.* 1986, Campagna & Le Boeuf 1988, Bowen *et al.* 1991, Trillmich 1996, Thompson *et al.* 1998, Bowen *et al.* 2002, Berta *et al.* 2006, Ruckthul 2007, Pavés & Schlatter 2008, Franco-Trecu *et al.* 2012, Riet-Sapritza *et al.* 2013, Franco-Trecu 2015). De la misma manera, los machos de mayor tamaño, a comparación de las hembras, muestran una mayor capacidad de buceo (Le Boeuf *et al.* 1996, 2000; Maynier *et al.* 2008, Franco-Trecu 2015). En este contexto, cabría esperar un uso más intenso de presas de aguas más profundas por parte de los machos que de las hembras y también un incremento en el uso de recursos tróficos asociados a mayores profundidades en animales de mayor talla y la edad dentro de un mismo sexo (Costa & Gales 2003, Fowler *et al.* 2007, Drago 2010). Ignorar que los sexos difieren en sus necesidades energéticas puede llevar a errores en las estimaciones de la tasa de consumo, ya que, ambos responden de manera diferente ante la disponibilidad de presas o restricciones reproductivas (Schwarz *et al.* 2018). Sin embargo, obtener la información de las preferencias alimentarias en la naturaleza es difícil y depende casi por completo de métodos indirectos por las limitadas oportunidades para su registro directo (Pierce *et al.* 1991, Bowen & Siniff 1999, Shaw *et al.* 2003, Robertson *et al.* 2017, Schwarz *et al.* 2018).

Cuando nos encontramos con especies de otáridos simpátricas, la especialización trófica podría surgir de la segregación en las áreas de alimentación o en el uso de recursos entre especies, generándose así una diferenciación a nivel individual (Franco-Trecu 2015, Montalva *et al.* 2022). Investigaciones en otáridos simpátricos explican la coexistencia y la reducción de la competencia entre ambos bajo la segregación de los recursos tróficos, asociados a tendencias divergentes en los



modos de alimentación, epipelágicos en el LFA y demersales en el LMC (*e.g.*, Vaz-Ferreira & Ponce de León 1984, Vásquez 1995, Arias-Schreiber 2003, Arnould & Costa 2006, Páez-Rosas *et al.* 2012, Franco-Trecu *et al.* 2014, Pablo-Rodríguez *et al.* 2016, Cárdenas-Alayza *et al.* 2022a). Sin embargo, Arias-Schreiber (2003) indica que cuando el LMC y el LFA se encuentran en simpatria, a pesar de esta segregación de recursos, suelen compartir las presas dominantes de sus dietas como la anchoveta, el calamar patagónico y el langostino colorado. Entonces, es importante considerar que la presencia de especies con requerimientos similares hará que, rara vez alguna, ocupe su nicho fundamental, incluso que aparezcan alteraciones en las conductas de uso de los recursos, esto hará que se restrinja a ciertos segmentos del eje de recursos, pero aun así existe la posibilidad de que ambas especies hagan un co-uso similar de ellos. Si los recursos co-usados son abundantes, la sobreposición de nicho puede ser total y las especies coexistirán, pero si los recursos son escasos, puede haber diversas consecuencias como la exclusión competitiva, segregación o partición del nicho (Pianka 1974, Shoener 1974, MacNally 1983, Winemiller *et al.* 1990, Jaksic & Marone 2007, Parodi 2021).

Cuando hay una alta sobreposición de nicho trófico, estaríamos en presencia de coexistencia entre las especies presentes, pero cuando la sobreposición es baja podemos estar en presencia de exclusión competitiva debido a la competencia actual o pasada (Connell 1980, Álvarez 2016). En el caso de especies co-ocurrentes con dietas similares, se debe evaluar la demanda de recursos tróficos en relación con su disponibilidad en el ambiente, para inferir las condiciones en que se da la coexistencia o exclusión competitiva, ya que, el grado de sobreposición de nicho podría estar dado por las restricciones ambientales respecto a la disponibilidad de alimento o por los patrones de distribución espacial de las especies en relación con sus áreas de forrajeo. Lo anterior podría dar cuenta de los mecanismos que permiten coexistir a especies con

alta sobreposición de nicho trófico (Vaz Ferreira 1986, Campagna & Le Boeuf 1988, Bowen *et al.* 1991, Trillmich 1996, Thompson *et al.* 1998, Ponce de León 2000, Bowen *et al.* 2002, Berta *et al.* 2006, Ruckthul 2007, Franco-Trecu *et al.* 2012, Aguirre-Gutiérrez *et al.* 2015, Franco-Trecu 2015, Álvarez 2016).

Un indicador de la oferta ambiental de presas son las capturas de la pesca artesanal e industrial (Riet-Sapriza *et al.* 2013). Los cambios en la disponibilidad de los recursos se ven reflejado en las capturas, excepto cuando se aplican medidas de administración como vedas reproductivas (*e.g.*, SUBPESCA 2016). El Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (SERNAPESCA) dentro de sus funciones, se encarga de hacer el levantamiento de las estadísticas pesqueras, tanto artesanales como industriales y, la realización de anuarios de desembarque, los cuales entregan información de las capturas por especie, mes, regiones y puertos de desembarque (SERNAPESCA 2020, 2021). Los informes de los comités científicos técnicos de la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (*e.g.*, SUBPESCA 2020a, b; 2021, 2022) entregan información más detallada sobre las capturas como, por ejemplo, la distribución de tallas en el tiempo.

Numerosos estudios (*e.g.*, Antonelis & Fiscus 1980, Aurióles *et al.* 1984, Murie *et al.* 1985, Dellinger & Trillmich 1988, Maldonado 1997, Reed *et al.* 1997, Koen-Alonso *et al.* 2000, Cottrell & Trites 2002, García-Rodríguez & Aurióles-Gamboa 2004, Waits & Paetkau 2005, Oliveira *et al.* 2011, Páez 2011, Bowen & Iverson 2012, Matejusová *et al.* 2012, Rothstein 2015, Young *et al.* 2015, Roberthson *et al.* 2017, Schwarz *et al.* 2018, Byrne *et al.* 2021, Steinmetz *et al.* 2021), señalan que el método más común para reconstruir las dietas en otáridos es la identificación de los restos de presas recolectadas de estómagos, intestinos, regurgitaciones y excrementos. Este último método tiene ventajas, como el bajo costo y la alta probabilidad de encontrar muestras con presas identificables, no es invasivo y permite obtener una gran cantidad de muestras. A pesar de ello,

hay que considerar los sesgos que esta técnica posee como, por ejemplo, la erosión y la digestión diferenciada de los restos duros o la alta proporción de muestras sin restos de presas (*e.g.*, Hammond *et al.* 1990, Bowen & Siniff 1999, Bowen 2000, Cottrell & Trites 2002, Tollit *et al.* 2003, Bowen & Iverson 2012, Trites & Joy 2005, Hammill *et al.* 2005). También se han utilizado relaciones de isótopos estables y ácidos grasos que demuestran la diferencia en la dieta por sexo, pero la resolución taxonómica de ambas es limitada, altamente invasiva y con tamaños muestrales pequeños que no necesariamente reflejan a toda la población (Schwarz *et al.* 2018).

El ADN ambiental ([eDNA], del inglés, *environmental DNA*) corresponde a material genético que los organismos dejan en el medio ambiente que, si bien puede encontrarse un tanto degradado en muestras de aire, sedimentos, suelo y agua, puede permanecer desde días a hasta cientos de años dependiendo del ambiente (Taberlet *et al.* 2012, Thomsen & Willerslev 2015, Beng & Corlett 2020). Entre sus beneficios encontramos que no es destructivo ni invasivo, y que tampoco causa daños significativos a las especies objetivo o sus hábitats (Beng & Corlett 2020). Las fecas son un ejemplo de una fuente de eDNA donde podemos encontrar células epiteliales adheridas a ella que son una buena fuente de ADN genómico [ADNg] del consumidor (Albaugh *et al.* 1992, Reed *et al.* 1997, Wasser *et al.* 1997, Waits & Paetkau 2005, Napolitano 2006, Rothstein 2015). Este material genético se puede utilizar para sexar animales con mecanismos cromosómicos determinantes del sexo apuntando a marcadores moleculares como ZFX, ZFY y SRY, que en conjunto han demostrado ser útiles como un método molecular preciso y confiable en muchos mamíferos (*e.g.*, Aasen & Medrano 1990, Reed *et al.* 1997, Cathey *et al.* 1998, Wan *et al.* 2003, Shaw *et al.* 2003, Curtis *et al.* 2007, Manríquez 2013, Sanvito *et al.* 2014, Robertson *et al.* 2017, Seok *et al.* 2019, Joshi *et al.* 2019, Okashita & Tachibana 2021), incluyendo a los pinnípedos que no tienen un claro dimorfismo sexual en algunos rangos de edad o que simplemente

sus caracteres sexuales son difíciles de observar (Shaw *et al.* 2003, Curtis *et al.* 2007). Esto es esencial para estimar proporciones de sexos, categorizar observaciones de comportamientos y así comprender la mayoría de los aspectos de la historia de vida de una especie, resolviendo dificultades en especies que no están presentes y de las que sólo se encuentran rastros, como sangre, pelo o fecas (Curtis *et al.* 2007, Beng & Corlett 2020). Estos métodos están siendo cada vez más utilizados para monitoreos, estudios de poblaciones, variabilidad genética, dieta, entre otros (*e.g.*, Dallas *et al.* 2003, Shaw *et al.* 2003, Ha`jkova` *et al.* 2006, Hung *et al.* 2004, Manríquez 2013, Mucci & Randy 2007, Napolitano 2006, Prigioni *et al.* 2006, Seok *et al.* 2019).

Tanto para el LMC, como para el LFA, su dieta se compone principalmente por peces, crustáceos y cefalópodos, sin embargo, la dieta está condicionada por la región donde vive el animal y la abundancia temporal de los organismos que consume (Aguayo & Maturana 1973).

En Perú y el norte de la costa chilena, prevalecen en la dieta del LMC especies de peces de tipo costero como la anchoveta, el jurel (*Trachurus murphyi*), el lenguado (*Paralichthys adspersus*), el pámpano paloma (*Trachinotus paitensis*), la cabinza (*Isacia conceptionis*) y el pichiguén (*Menticirrhus ophicephalus*) (Sielfeld 1999, Hevia-Álvarez 2013, Sepúlveda *et al.* 2016, Sielfeld *et al.* 2018, Sarmiento *et al.* 2020). Si avanzamos hacia el sur comienzan a predominar especies bentodemersales como la merluza de cola (*Macruronus magellanicus*), la merluza común (*Merluccius gayi*) y el congrio dorado (*Genypterus blacodes*) (George-Nascimento *et al.* 1985, Sielfeld, 1999). Respecto a los crustáceos, encontramos que algunas especies dominan su dieta como, el langostino colorado (*Pleuroncodes monodon*), la tijereta (*Petrolisthes desmarestii*), la jaiba remadora (*Ovalipes trimaculatus*) y gambas (*Alpheus sp.*) (Sepúlveda *et al.* 2016, Sielfeld *et al.* 2018, Sarmiento *et al.* 2020). También hay registros de que ocasionalmente consume tortugas marinas (Guerra *et al.* 2007) y aves marinas (Vaz Ferreira 1982). El consumo

de cefalópodos como el calamar patagónico (*Loligo gahi*), la jibia (*Dosidicus gigas*) y el pulpo del norte (*Octopus mimus*) sería característico de la zona norte y central de Chile (Sielfeld 1999, Sepúlveda *et al.* 2016, Sielfeld *et al.* 2018, Sarmiento *et al.* 2020).

En el caso de la zona centro y sur de Chile, las principales presas de peces que consume el LMC son la cabrilla (*Sebastes oculatus*), la sardina, la merluza común, la merluza de cola, la merluza austral (*Merluccius australis*), el mote (*Normanichthys crockeri*) el pejegallo (*Callorhynchus callorhynchus*), el congrio dorado, el jurel, la cojinoba moteada (*Seriola punctata*), el lenguado, el pampanito (*Stromateus stellatus*), el bagre marino (*Aphos porosus*), el blanquillo (*Prolatilus jugularis*), la cabinza, el pejerrey de mar (*Odontesthes regia*), la reineta (*Brama australis*), la sardina común, la sierra (*Thyrsites atun*), salmónidos como la trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*), el salmón coho (*Oncorhynchus kisutch*) y el salmón del Atlántico (*Salmo salar*) (Aguayo & Maturana 1973, Vaz Ferreira 1982, George-Nascimento *et al.* 1985, Hückstädt & Antezana 2003, Hückstädt & Antezana 2006, Hückstädt *et al.* 2007, Muñoz *et al.* 2013, Sepúlveda *et al.* 2015, Sepúlveda *et al.* 2016, Sielfeld *et al.* 2018, Neira *et al.* 2021). Algunos de los crustáceos presentes en la dieta de esta zona son, el camarón nailon (*Heterocarpus reedi*), la jaiba mora (*Homalaspis plana*), la jaiba peluda (*Cancer setosus*) y el langostino colorado (Aguayo & Maturana 1973, Sielfeld 1999, Sepúlveda *et al.* 2015, Neira *et al.* 2021). Algunos cefalópodos que componen la dieta del LMC en la zona centro son el calamar patagónico y la jibia (Neira *et al.* 2021). También se han registrado el consumo de aves, como el cisne de cuello negro (*Cygnus melancoryphus*) y el pingüino de penacho amarillo (*Eudyptes chrysocome*) (Cursach *et al.* 2014, Swan *et al.* 2020). Neira *et al.* (2021) registra también el consumo de asteroideos por parte del LMC en la zona centro de Chile.

En el Atlántico sur la dieta del LMC está compuesta por peces como la merluza común, la merluza argentina (*Merluccius hubbsi*), la pescadilla de calada o gallineta (*Cynoscion guatucupa*), la corvinilla dorada (*Micropogonias furnieri*), la raneya (*Raneya brasiliensis*), la cojinoba del sur (*Seriolella caerulea*), el pez mariposa del Atlántico sudoccidental (*Stromateus brasiliensis*), el abadejo (*Genypterus blacodes*), la anchoíta (*Engraulis anchoíta*), el pez sapo (*Porichthys porosissimus*), el robalito (*Eleginops maclovinus*), el surel (*Trachurus lathami*), el congrio (*Raneya fluminensis*), el linguado (*Etropus longimanus*), el pargo (*Umbrina canosai*), el congrio argentino (*Conger orbignyanus*), el salmón de mar (*Pseudopercis semifasciata*) y el esternonino (*Conger japonicus*) (Thompson *et al.* 1998, Szteren *et al.* 2004, Suárez *et al.* 2005, Romero *et al.* 2011, Bustos *et al.* 2012, Riet-Sapriza *et al.* 2013, Jarma *et al.* 2019, Crespo *et al.* 2021, Franco-Trecu *et al.* 2021). Los cefalópodos más relevantes en la dieta son, el calamar patagónico, calamar o pota argentina (*Illex argentinus*), el calamarete del norte (*Loligo sanpaulensis*), el pulpo desflecado (*Eledone massyae*), el pulpito tehuelche (*Octopus tehuelchus*) y el pulpo colorado (*Enteroctopus megalocyathus*) (Suárez *et al.* 2005, Romero *et al.* 2011, Bustos *et al.* 2012; Jarma *et al.* 2019, Crespo *et al.* 2021, Franco-Trecu *et al.* 2021). También se ha registrado la depredación de pingüinos de penacho amarillo, pingüinos magallánicos (*Spheniscus magellanicus*), pingüinos papua (*Pygoscelis papua*) y algunos patos (*Tachyeres sp.*) (Boswall 1972, Raya-Rey *et al.* 2012).

En tanto que el LFA del núcleo poblacional peruano, posee una dieta compuesta por peces como la anchoveta, el mote, el pejerrey, la samasa o anchoveta blanca (*Anchoa nasus*), el esperlán plateado (*Leuroglossus stilbius*), el falso volador (*Prionotus stephanophrys*), la barracuda (*Sphyraena ensis*), la merluza común, la sardina y el jurel, además de crustáceos como el langostino colorado, cefalópodos, moluscos bivalvos y gastrópodos (Zavalaga *et al.* 1998, Cárdenas-Alayza 2018, Torres 2019, Cárdenas-Alayza *et al.* 2022a). Mientras que, hacia el sur, en

Isla Guafo, la dieta del LFA está compuesta principalmente por la merluza austral (*Merluccius australis*), merluza común, reineta, pez linterna (*Myctophum nitidulum*), sardina luminosa (*Myctophum aurolaterdatum*), jurel, cefalópodos como la jibia, la jibia antártica (*Todarodes fillippovae*), el calamar ganchudo (*Onychoteuthis banksii*) y el pulpo colorado, y también crustáceos como el langostino enano (*Munida subrugosa*) (Vallejos 2010, Pavés 2012).

La dieta del LFA en el Atlántico sur, cerca de las costas argentinas está compuesta por peces como la anchoíta, el surel, la merluza argentina, la pescadilla de red (*Cynoscion striatus*), la caballa (*Pneumatophorus japonicus*), la sardina fueguina (*Sprattus fuegensis*), y algunos peces nototénidos (*Patagonotothen spp.*) (Vaz Ferreira 1982, Baylis *et al.* 2014, Crespo *et al.* 2021). Hacia las costas de Uruguay y Brasil, la dieta del LFA se compone principalmente de peces como el sable (*Trichiurus lepturus*), anchoa (*Anchoa marmorata*), la corvinilla dorada, la pescadilla de calada, el surel y la brótola (*Urophycis brasiliensis*) (Naya *et al.* 2002, Szteren *et al.* 2004, Franco-Trecu *et al.* 2012, Crespo & Oliveira 2021). En cuanto a los cefalópodos, las especies que prevalecen en su dieta son, el calamarete del norte, la pota argentina, el calamar patagónico y el argonauta nodoso (*Paper nautilus*) y un crustáceo, el camarón rojo (*Pleoticus muelleri*) (Baylis *et al.* 2014, Crespo & Oliveira 2021).

Considerando los antecedentes expuestos, el LFA está actualmente presente en la que era la brecha de distribución chilena, compartiendo con el LMC tanto el hábitat como las presas, por lo que se plantea la siguiente hipótesis:

**H<sub>1</sub>:** Ambas especies coexisten mediante la segregación de recursos tróficos, asociado a tendencias divergentes en los modos de alimentación, demersal en el caso del LMC y pelágico en el del LFA.

**H<sub>0</sub>:** Ambas especies no coexisten mediante la segregación de recursos tróficos, asociado a tendencias divergentes en los modos de alimentación, demersal en el caso del LMC y pelágico en el del LFA.

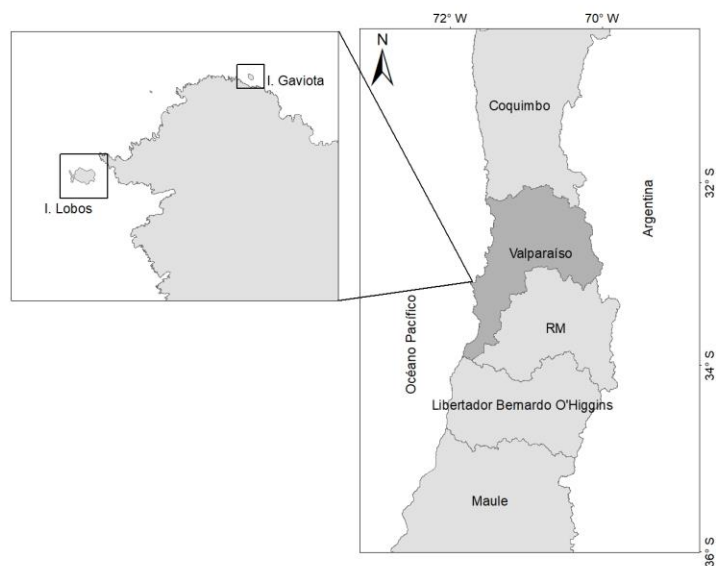
Para poner a prueba la hipótesis se planteó como objetivo general de la tesis el determinar la composición de la dieta diferenciada por sexo del LMC y LFA, con el fin de evaluar diferencias en sus modos de alimentación debido a la reciente simpatria de ambos. Adicionalmente se establecieron tres objetivos específicos: (1) describir la dieta del LMC y LFA mediante la identificación de presas en un análisis de fecas, (2) desarrollar una técnica basada en PCR para determinar el sexo a través de fecas de lobos marinos que sea práctica para estudios de dieta y conservación y (3) determinar la amplitud y sobreposición del nicho trófico de ambas especies por sexo y con la oferta ambiental del sector.



## II. METODOLOGIA

### 2.1. Área de estudio y toma de muestras

Las fecas fueron recolectadas en la lobera ubicada en el sector de Punta Curaumilla ( $33^{\circ}06'$  S;  $71^{\circ}44'$  O) (Figura 4), localidad ubicada en Laguna Verde en la región de Valparaíso, Chile. En este lugar se ha registrado la presencia del LFA desde el 2019, cuya colonia es considerada reproductiva, mientras que para el LMC es considerada de paso, con registros históricos de su presencia (*e.g.*, Aguayo y Maturana 1973), pero en ambos casos, sin registros de cachorros hasta el año 2019 (Oliva *et al.* 2020), siendo uno de los lugares en la brecha de distribución en Chile donde se han detectado poblaciones en simpatria con el LMC (Cárcamo *et al.* 2021).



**Figura 4.** Ubicación de la lobera de Punta Curaumilla con los islotes Lobos y Gaviota.

Esta lobera tiene un componente continental correspondiente a un conjunto de roqueríos y bajos rocosos ubicados en el borde costero frente al islote Lobos e inmediatamente bajo el Faro de Punta Curaumilla. El islote Lobos corresponde a un farellón rocoso expuesto al oleaje, de color

blanco amarillento, notable a la distancia, donde se pueden observar unidades geomorfológicas tales como plataformas, declives y terrenos escarpados. Los animales se distribuyen en cinco sectores al norte del islote, protegidos del efecto del viento y de las olas. La mayor concentración de LMC se distribuye en el sector norte del islote utilizando las superficies planas no expuestas al oleaje. Por otro lado, la población de LFA se ubica en el sector de roqueríos y bajos rocosos. Este islote se encuentra aproximadamente a 250 m de la costa, cuyas dimensiones son de unos 500 m de largo, 350 m de ancho y una altura de 80 m sobre el nivel del mar (Sepúlveda *et al.* 2001, Oliva *et al.* 2020). Las aves que nidifican en el lugar son gaviotas, pelicanos, pingüinos, piqueros, entre otros (Oliva *et al.* 2020, Neira *et al.* 2021).

Al noreste del islote Lobos a unos 2,2 km aproximadamente, encontramos otro islote llamado Gaviotas que también es un farellón rocoso, donde es posible encontrar de manera casi exclusiva individuos de LFA en el sector oeste del mismo. Este islote tiene 78 m de largo y 42 m de ancho, está a unos 43 m de la costa expuesto al oleaje y viento del sector. Es posible observar nidos de gaviotas en diferentes puntos del islote.

Se realizaron 4 muestreos entre los años 2020-2021, donde se obtuvieron 82 fecas de LMC y 51 de LFA (Tabla 1). Las muestras de LMC fueron tomadas en el islote Lobos, mientras que las de LFA en el islote Gaviotas (Figura 4). Cada muestra se guardó de manera individual en papel aluminio dentro en una bolsa plástica debidamente rotulada, anotándose la fecha, especie y estado de la deposición, para posteriormente ser congeladas a  $-20^{\circ}\text{C}$  hasta su análisis (Figura 5). Se consideraron como fecas frescas aquellas que presenten cierto grado de suavidad, color y humedad, y las fecas viejas aquellas que eran duras y secas. Una vez que se identificó la feca como fresca, se frotó con un hisopo de algodón previamente esterilizado mediante luz ultravioleta (UV) durante 15 min, para extraer el moco exterior visible. Luego, las puntas del hisopo se almacenaron en tubos

criogénicos de tapa rosca (previamente esterilizados con UV durante 15 min) con EtOH (96%) y se congelaron a  $-20^{\circ}\text{C}$  (< 3 horas desde la obtención) hasta la extracción de ADN para análisis posteriores.

**Tabla 1.** Muestreos de fecas de lobos marinos realizados en los años 2020 y 2021.

Muestreo	Fecha	Ubicación	Fecas recolectadas	
			LMC	LFA
1	09/09/2020	Islote Gaviotas	-	31
2	12/11/2020	Islote Lobos	41	-
3	06/02/2021	Islote Gaviotas	-	14
4	25/11/2021	Islote Lobos e Islote Gaviotas	41	6
<b>TOTAL:</b>			<b>82</b>	<b>51</b>



**Figura 5.** Toma de muestras de LMC en el islote Lobos en el año 2020.

## 2.2. Análisis de fecas y determinación de la dieta

En el laboratorio, cada feca fue lavada con agua de mar en tamices de diferentes aberturas recolectándose todo el material y restos duros, clasificándolos según su origen: peces (otolitos, escamas, espinas, vertebras y oculares), cefalópodos (picos y oculares), crustáceos (caparzones),

equinodermos (restos duros de estrellas de mar) y aves (huesos y plumas). Estos restos fueron almacenados en EtOH al 60%, y 48 horas antes de su análisis fueron lavados y sumergidos en agua corriente (Sarmiento *et al.* 2020). Posteriormente se identificaron otolitos, picos de cefalópodos y caparazones de crustáceos al nivel taxonómico más bajo posible, con la ayuda de una lupa estereoscópica, guías de referencias y publicaciones (*e.g.*, Clarke 1962, Pineda *et al.* 1996, García-Godos 2001, Volpedo & Echeverría 2001, Pavés 2012, Transviña 2014, Oré-Villalba 2017, Xavier & Cherel 2021).

Para estimar la abundancia numérica de peces por muestra, se utilizó el número máximo de otolitos (Tombari *et al.* 2005, Volpedo *et al.* 2008, Bustos *et al.* 2012, Riet-Sapriza *et al.* 2013, Sarmiento *et al.* 2020), de acuerdo con la siguiente ecuación:

$$\mathbf{NP = OI + 0.5OSA, \text{ si } OI > OD}$$

$$\mathbf{NP = OD + 0.5OSA, \text{ si } OD > OI}$$

donde OI, OD y OSA corresponden al número de otolitos izquierdos, derechos y sin asignar respectivamente. Mientras que para los crustáceos se utilizó el número máximo de exoesqueletos o el número de quelas dividido por dos y, para los cefalópodos se utilizó el número máximo de picos presentes por muestra (Sarmiento *et al.* 2020).

Luego se estimó a través de los otolitos de peces la longitud total y el peso de las presas consumidas, utilizando ecuaciones de regresión que relacionan la longitud del otolito con la longitud total, y entre la longitud total y la biomasa para cada especie (Tabla 2). Adicionalmente, los otolitos fueron clasificados según su grado de erosión (1) bueno: poca o ninguna erosión con márgenes intactos y relieve medial; (2) algunos signos de suavizado de márgenes y relieve medial; y (3) fuertemente erosionado: sin relieve medial y margen generalmente redondeado. Se aplicó un factor de corrección para compensar esta erosión (10% para el grupo 1 y 20% para el grupo 2).

Los incluidos en el tercer grupo no serán considerados para la estimación del tamaño y biomasa de los peces (Dellinger & Trimillch 1988, Reid & Arnold 1996, Tollit *et al.* 1997, Daneri *et al.* 2008, Bustos *et al.* 2012, Sarmiento *et al.* 2020), pero si se consideraron en la estimación de número de individuos consumidos. Los oculares de peces y de cefalópodos fueron utilizados para corregir el número de presas por muestras, asignándolos en pares de manera proporcional a las especies encontradas en cada feca. En el caso de los picos de cefalópodos, caparazones de crustáceos y restos de asteroideos también se estimó la biomasa (Tabla 2). Todos los datos obtenidos fueron registrados y trabajados en una planilla en Excel 365.

### **2.3. Determinación de la oferta ambiental**

Para obtener los datos sobre la oferta ambiental de presas en la región se utilizaron los datos de tallas y tonelaje de los desembarques realizados en la región de Valparaíso por parte de la pesca industrial y artesanal, revisando los anuarios estadísticos de pesca y acuicultura que contienen los detalles de estos desembarques anuales, específicamente los del año 2020 (SERNAPESCA 2020) y 2021 (SERNAPESCA 2021), para extraer los datos de tonelaje de peces teleósteos, cefalópodos y crustáceos demersales. Para obtener los datos referentes a las tallas capturadas en los años de muestreos se analizaron los informes del comité científico técnico de recursos demersales de la zona centro-Sur (CCT-RDZCS) y los informes del comité científico de pesquería pelágica de jurel (CCT-J) (SUBPESCA 2020a, b; 2021, 2022).

**Tabla 2.** Ecuaciones de regresión para determinar el tamaño y biomasa de las presas identificadas a partir de los restos duros.

Nombre común	Nombre científico	Formula de relación Longitud Otolito – Longitud Pez	Formula de relación Longitud Pez – Peso Pez
Anchoveta	<i>Engraulis ringens</i>	LT (cm): $7.4 * RO \text{ (mm)} + 1.94^a$	PT: $0.004762 * LT^{3.089973}^b$
Cabinza	<i>Isacia conceptionis</i>	LT (cm): $3.7418 * RO \text{ (mm)}^{1.1452}^c$	PT: $0.033258 * LT^{2.745777}^d$
Cojinoba moteada	<i>Seriola punctata</i>	Se utilizó la talla promedio de 46.5 cm <sup>e</sup>	PT: $0.05587 * LT^{2.604}^e$
Jurel	<i>Trachurus murphyi</i>	LT (cm): $0.0069 * RO \text{ (um)} - 0.0484^f$	PT: $0.016 * LT^{3.0167}^g$
Lenguado	<i>Paralichthys adspersus</i>	LT (cm): $-7.378 + 1.464 * RO \text{ (dmo)}^h$	PT: $0.002 * LT^{3.502}^i$
Merluza	<i>Merluccius gayi</i>	LT (mm): $-52.102811 + 6.497071 * RO \text{ (dmo)}^j$	PT: $0.004 * LT^{3.156}^k$
Pejerrey	<i>Odontesthes regia</i>	LT (cm): $-0.614 + 3.85 * LO^l$	PT: $0.008 * LT^{2.97}^m$
Reineta	<i>Brama australis</i>	Se utilizó la talla promedio (48.5 cm) para la VII Región. <sup>n</sup>	PT: $0.00274 * LT^{3.36}^n$
Jibia	<i>Dosidicus gigas</i>	Se utilizó longitud de manto dorsal promedio de 35cm. <sup>o</sup>	1040 g/individuo. <sup>o</sup>
Calamar	<i>Loligo gahi</i>	-	78g/individuo. <sup>p</sup>
Asteroideos	<i>Asteroidea spp.</i>	-	100g/individuo. <sup>q</sup>
Langostino colorado	<i>Pleuoncodes monodon</i>	-	4.66g/individuo. <sup>r</sup>

**Nota 1.** LT: Largo total; RO: Radio otolito; PT: Peso total.

**Nota 2.** <sup>a</sup>(Cema *et al.* 2011), <sup>b</sup>(Aranis *et al.* 2011), <sup>c</sup>(Goicochea *et al.* 2012), <sup>d</sup>(Acuña *et al.* 2007), <sup>e</sup>(Arancibia *et al.* 2020), <sup>f</sup>(Cema *et al.* 2016), <sup>g</sup>(Córdova *et al.* 2014), <sup>h</sup>(Angeles & Mendo 2005), <sup>i</sup>(Kong *et al.* 1995), <sup>j</sup>(Ojeda *et al.* 1997), <sup>k</sup>(Lillo *et al.* 2014), <sup>l</sup>(Jahncke & Rivas 1998), <sup>m</sup>(Pavez *et al.* 2008), <sup>n</sup>(Arancibia *et al.* 2017), <sup>o</sup>(Lillo *et al.* 2017), <sup>p</sup>(Arancibia & Robotham, 1984), <sup>q</sup>(Garrido 2012), <sup>r</sup>(Sielfeld *et al.* 2018).

**Nota 3.** El guion (-) significa que aquellas formulas no existen o no están disponibles para las especies en la región.

## 2.4. Amplitud de nicho trófico del LMC, el LFA y de la oferta ambiental

Se calculó en base a lo que presenta Pianka (1973), que cuantifica la amplitud de nicho a

lo largo de cualquier dimensión usando el índice de diversidad de Simpson:

$$B = 1 / \sum_i^n p_i^2$$

donde  $p_i$  representa la proporción  $i$ -ésima del período de tiempo (o microhábitat o tipo de alimento) realmente utilizado;  $B$  varía de la unidad a  $n$  dependiendo de los valores de  $p_i$ . Los anchos de nicho basados en un número diferente de categorías de  $p_i$  se pueden comparar después de estandarizarlos dividiendo por  $n$ . La amplitud del nicho general a lo largo de varias dimensiones del nicho puede estimarse como el producto o la media geométrica de la amplitud a lo largo de cada dimensión de componente (el límite inferior en  $B$  es uno) o por la media aritmética de la amplitud de este último.

## 2.5. Índice de importancia relativa (IRI)

Se estimó el índice de importancia relativa (IRI) de cada especie de presa (Pinkas *et al.* 1971).

$$\mathbf{IRI} = (\%N + \%W)\%FO$$

donde %FO es el porcentaje de excrementos que contienen otolitos o picos de una especie dada, la abundancia numérica (%N) se calcula como el porcentaje de otolitos o picos de cada taxón dentro del número total de otolitos y picos, y %W es la biomasa correspondiente a la especie (Bustos *et al.* 2012). Luego el IRI se expresó en porcentaje según Cortés (1997):

$$\%IRI = 100 \cdot \frac{IRI}{\sum IRI}$$

## 2.6. Sobreposición de nicho trófico entre especies y con la oferta ambiental

Para estimar la sobreposición de nicho trófico entre el LMC y LFA, y entre el consumo de estas especies con la oferta ambiental se utilizó el índice Morisita – Horn ( $C\lambda$ ) (Morisita 1959,

Horn 1966), descrito y utilizado según Riet-Sapiriza *et al.* (2013):

$$C\lambda = 2 \sum_{i=1}^n p_{ij}p_{ik} / \sum_{i=1}^n p_{ij}^2 + \sum_{i=1}^n p_{ik}^2$$

donde,  $C\lambda$  es el índice de superposición de la dieta entre el depredador  $j$  y  $k$ ,  $p_{ij}$  es la proporción de presas  $i$  que consume el depredador  $j$ ,  $p_{ik}$  es la proporción de presas  $i$  que consume el depredador  $k$  y  $n$  es el número total de presas. Los valores de este índice oscilan entre 0 y 1, un valor de 0 significa que las dietas son diferentes y el valor 1 que las dietas son idénticas. El grado de superposición se determinará de acuerdo con la escala de Langton (1982), donde una sobreposición baja de la dieta arrojará valores entre 0 - 0,29, una sobreposición media irá entre los valores 0,30 - 0,65 y una alta sobreposición tendrá un valor igual o mayor a 0,66.

## 2.7. Determinación del sexo

### 2.7.1. Extracción de ADN

Para realizar la extracción de ADN, se drenó el exceso de EtOH de las muestras y se secaron en una estufa a 60 ° C hasta que se evaporó todo el EtOH. Debido a la naturaleza de las muestras, la mayoría del ADN objetivo fueron de células epiteliales y no de la feca misma que podría contener potenciales inhibidores (Albaugh *et al.* 1992, Deuter *et al.* 1995, Kohn *et al.* 1995, Monteiro *et al.* 1997, Reed *et al.* 1997, Abu Al-Soud & Rådstrom 2000, Matejusová *et al.* 2012, Rothstein 2015). Por lo tanto, el uso de un kit especializado de extracción de ADN para fecas se determinó como innecesario.

Una vez preparadas las muestras se procedió con la extracción de ADN con el kit E.Z.N.A.® Tissue DNA (Omega Bio-tek, Inc.), según las especificaciones del fabricante con las siguientes modificaciones: 1) todas las centrifugaciones realizadas fueron a 13000 rpm, 2) se



repetió dos veces la limpieza de la muestra con DNA Wash Buffer, para eliminar las sales y otros contaminantes antes de la elución del ADN. Esto asegura la recuperación de ADN de alta pureza en una muestra con gran cantidad de contaminantes e inhibidores y 3) se realizó doble elución de 50 µl con Elution Buffer a 70°C, para luego incubarlo por 3 min a 70° C en vez de a temperatura ambiente, con el fin de obtener una concentración más alta y mejorar el rendimiento del ADN considerando la naturaleza de la muestra. Finalizada la extracción se almacenó el ADN a -20°C. Para determinar si la extracción fue exitosa, se cuantificó el ADN extraído mediante NanoDrop Lite (Thermo Fisher Scientific™). Posterior a ello, se realizó un experimento de amplificación con partidores genéricos (mlCOIintF/jgHCO2198, Leray *et al.* 2013), los cuales amplifican un fragmento de 313 pares de bases [pb] del gen mitocondrial COI (citocromo c oxidasa I) que funciona bien en la diversidad de metazoa, y otro conjunto de partidores universales que se usan típicamente para identificar genéticamente eDNA de peces (MiFishUF/MiFishUR, Miya *et al.* 2015), que amplifica una región hipervariable del gen 12s rRNA de aproximadamente 163 a 185 pb. Luego se realizó una PCR en gradiente de manera independiente para cada conjunto de partidores con las siguientes temperaturas: 20 ciclos de 95° C (30 s); 45° C-62° C (30 s); 72° C (1 min) y finalmente 72° C (5 min). Para visualizar la amplificación se realizó una electroforesis en gel de agarosa al 1.8% a 80 mV por 35 min. La cuantificación con valores óptimos y la amplificación de estos conjuntos de partidores se interpretó como una extracción exitosa de ADN.

### **2.7.2. Partidores**

Una vez que se determinó como exitosa la extracción de ADN, se procedió a utilizar los partidores de interés para este estudio. Los partidores seleccionados ZFXF – ZF2RA y ZFYF – ZFYR (Curtis *et al.* 2007) permiten diferenciar el sexo de los individuos mediante la amplificación

de intrones específicos para el cromosoma X e Y en pinnípedos. También se utilizó un tercer par de partidores a modo de una doble confirmación del sexo, SRY53/3c – SRY53/3d (Fain & LeMay, 1995), relacionado con el desarrollo testicular en machos (Tabla 3). Estos tres pares de partidores fueron evaluados y probados con muestras de sexo conocido de LMC (sangre y tejido) como controles positivos de las amplificaciones. Las muestras fueron obtenidas con el permiso de pesca de investigación R. Ex. N° 2799 del 27 de octubre de 2008, en el marco del proyecto INNOVA CHILE 07CN13IPM-170 “Evaluación de la interacción entre el lobo marino común y la salmonicultura, para la generación de políticas públicas y privadas tendientes a mejorar la productividad del sector salmonero y la sustentabilidad del recurso lobo marino común”, liderado por Doris Oliva, de la Universidad de Valparaíso.

**Tabla 3.** Partidores seleccionados en este estudio para sexar muestras conocidas de lobo marino común.

Partidor	Secuencia 5'-3'	Tamaño (pb)	Temperatura de alineamiento (°C)	Referencia
ZFXF	F: TGAGGGCACATGAGTCCCACA	1045	55	Curtis <i>et al.</i> 2007
ZF2RA	R: GGTGGTTGTGTAAACTTATCTT			Curtis <i>et al.</i> 2007
ZFYF	F: CCAAACAGGTGAGGGTGCACA	931	60	Curtis <i>et al.</i> 2007
ZFYR	R: GTAATCACAGTCAGTACAGTGG			Curtis <i>et al.</i> 2007
SRY53-3c	CCCATGAACGCATTCATTGTGTGG	224	60	Fain & LeMay 1995
SRY53-3d	ATTTTAGCCTCCGACGAGGTCGATA			Fain & LeMay 1995

Considerando la naturaleza del ADN y su probabilidad de degradación en condiciones ambientales normales, es que se rediseñaron los partidores propuestos por Curtis *et al.* (2007) y Fain & LeMay, (1995), con el fin de amplificar fragmentos más cortos de ADN. Esto se realizó

mediante el programa Geneious versión 8.1.9 (Tabla 4). Los partidores diseñados se validaron mediante Primer-BLAST, a través de la búsqueda de las secuencias disponibles de otros otáridos para evaluar su funcionamiento, ya que, no existen genomas de referencia para LMC y LFA. Adicionalmente se realizó la búsqueda de las secuencias de las potenciales presas, para asegurar que no amplificaran en ellas. Posterior a ello, se probaron estos nuevos partidores en muestras de LMC de sexo conocido y en muestras fecales tanto de LMC y LFA.

**Tabla 4.** Partidores diseñados en este estudio para sexar ADN proveniente de muestras control y fecales de lobo marino común y lobo fino austral.

Partidor	Secuencia 5'-3'	Gen	Tamaño (pb)	Temperatura de alineamiento (°C)
624F_ZFX	TGTCCTGCTGCTCTGGAAATTAT	ZFX	143	61
766R_ZFX	ACTCAGGTGGTTTTTAGGTGGAA			61
259F_ZFX	TGCTACGTGACATTCCTTTTACC	ZFX	258	61
51R_ZFX	AGGTTTTTCAGAATAACCAAAGCAGG			63
839_SRY	TGAACGCATTCATGGTGTGG	SRY	205	58,4
1043R_SRY	CGAGGTCGATATTTATAGTCTGGG			63,5
534F_ZFY	ACATTGAATGAAGTTTCTTGCA	ZFY	176	57,5
709R_ZFY	ATGAGTGATCAAACCAAGTTCCA			59,3
16F_ZFY	AAACCAGTATGTACCCACAGAGG	ZFY	299	62,9
314R_ZFY	ACTATTTGTCCTGCTTCTTGTA			59,3

### 2.7.3. PCR de las muestras

Se realizó una PCR (del inglés, *Polymerase Chain Reaction*) con gradiente *touch-up* que consiste en comenzar con unos cuantos grados bajo la temperatura de hibridación y que va

umentando gradualmente con el objetivo final de lograr una amplificación en muestras difíciles de trabajar (Pelt-Verkuil *et al.* 2008, Rowther *et al.* 2012).

La mezcla de PCR para una reacción de 15  $\mu$ l estuvo compuesta por: 7,5  $\mu$ l de SapphireAmp Fast PCR Master Mix (Takara Bio); 0,7  $\mu$ l BSA; 2,2  $\mu$ l H<sub>2</sub>O de grado molecular; 0,8  $\mu$ l de cada partidor (Tabla 4); 3  $\mu$ l de ADN. El protocolo del termociclador utilizado fue el siguiente: 95° C por 10 min, luego 15 ciclos de 95° C por 30 s; 55° C por 30 s; 72° C por 40 s, seguido de 5 ciclos de 95° C por 30 s; 58° C por 30 s; 72° C por 40 s, luego 5 ciclos de 95° C por 30 s; 60° C por 30 s; 72° C por 40 s, y, por último, 15 ciclos de 95° C por 30 s; 63° C por 30 s; 72° C por 40 s, completando así 40 ciclos, la temperatura de extensión final fue de 72° C por 4 min.

Los productos de PCR se sometieron a una electroforesis en gel de agarosa al 1,8% a 80mV por 35 min y se visualizaron en un transiluminador UV para posteriormente ser refrigerados a -20°C. Todas las PCR realizadas contaron con su respectivo control de ADN positivo (sangre y tejido de LMC) y negativo (agua de grado molecular), con el fin de detectar posibles contaminaciones y estimar falsos positivos y negativos.

Se asignó como hembra a aquellas muestras que luego de dos PCR consecutivos sólo amplificaron los conjuntos de partidores que apuntaban a ZFX, además cada muestra se probó en duplicados, es decir, en cada PCR iban dos copias de la misma muestra de manera independiente. En tanto que, para asignar a una muestra como macho las muestras debían amplificar los tres conjuntos de partidores ZFX, ZFY y SRY en dos PCR consecutivos en duplicados. Por lo tanto, las hembras presentaron sólo una banda de amplificación, mientras que los machos tres.

## **2.8. Análisis estadístico**

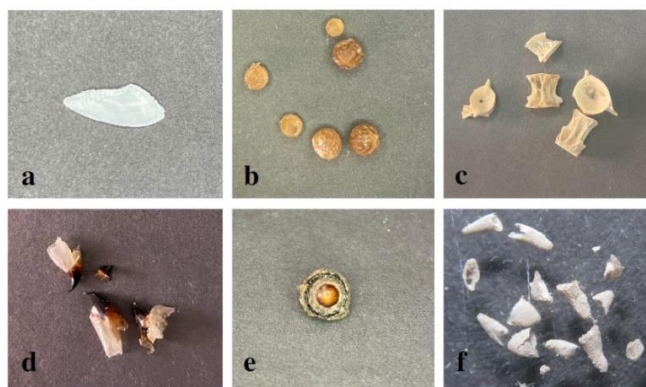
Se construyó una matriz con la abundancia de las presas por cada muestra de fecca, sus

columnas contenían las presas y las filas los valores de abundancia para cada muestra, además se incluyó la especie de otárido a la que pertenecía (LMC o LFA) y temporada en la que se recolectó cada feca (2020 o 2021). Para comenzar a trabajar la matriz, los datos fueron ajustados a  $\log(x+1)$  para evitar fluctuaciones en muestras que casi no presentaron presas, por ejemplo: si dos muestras contenían una sola presa, el índice estándar de Bray-Curtis podía fluctuar entre un 100% de similitud si las presas son de la misma especie y un 0% si no son de la misma especie. Luego se estimó el índice de similitud de Bray-Curtis ( $1-B$ ) con un rango de 0 – 100 (similitud perfecta). Con estos valores se realizó un escalamiento multidimensional no métrico ([nMDS] del inglés, *nonmetric multidimensional scaling*) con el fin de reducir las dimensiones y así interpretar las diferencias entre las muestras, adicionalmente, se relacionaron los ejes resultantes de dicha ordenación con dos variables, especie (LMC o LFA) y temporada (2020 o 2021), para determinar de manera indirecta el efecto de éstas sobre la matriz presa/abundancia. Posterior a ello, se realizó un PERMANOVA ( $p < 0.05$ ) con 9999 permutaciones para evaluar la hipótesis y determinar si existen diferencias entre las muestras de cada especie y entre las temporadas de muestreo. Se compararon las muestras de la siguiente manera: LMC 2020 – LMC 2021, LMC 2020 – LFA 2020, LFA 2020 – LFA 2021 y LMC 2021 – LFA 2021. Todo el análisis estadístico se realizó en el programa Primer 7 versión 7.0.21.

### III. RESULTADOS

#### 3.1. Análisis de fecas

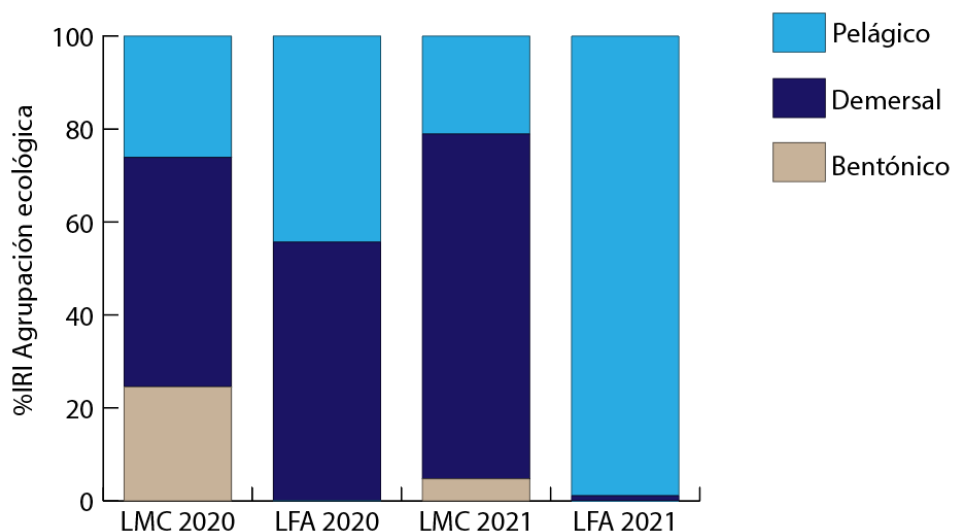
Se analizaron 133 fecas de las cuales 115 presentaron restos duros atribuible a algún taxón. De las muestras de LMC se lograron extraer un total de 1071 restos duros de 73 muestras fecales de un total de 82 recolectadas (9 fecas sin restos duros). Mientras que para el LFA se lograron recuperar 471 restos duros en 42 fecas de un total de 51 fecas (9 fecas sin restos duros). Los restos duros encontrados en las fecas de LMC pertenecen a peces (%N = 88,8), cefalópodos (%N = 5,7), asteroideos (%N = 3,2), crustáceos (%N = 1,7) y aves (%N = 0,7). En el caso del LFA, los restos duros encontrados pertenecen a peces (%N = 95,8), cefalópodos (%N = 3,6) y aves (%N = 0,6) (Figura 6). No se incluyeron los restos de aves por no poder determinar en todos los casos si las plumas se habían adherido a la feca o efectivamente había consumido alguna ave. Los restos de asteroideos no permitieron determinar la o las especies consumidas por el LMC, sin embargo, en el sector habitan *Stichaster striatus*, *Heliaster helianthus* y *Meyenaster gelatinosus*. Para los LFA no se encontraron restos de crustáceos ni de asteroideos.



**Figura 6.** Restos duros encontrados en las fecas: **a)** otolito de *Merluccius gayi*, **b)** oculares de peces, **c)** vertebras de peces, **d)** picos de cefalópodos, **e)** ocular de cefalópodo y **f)** restos de asteroideo.

### 3.2. Determinación de la dieta

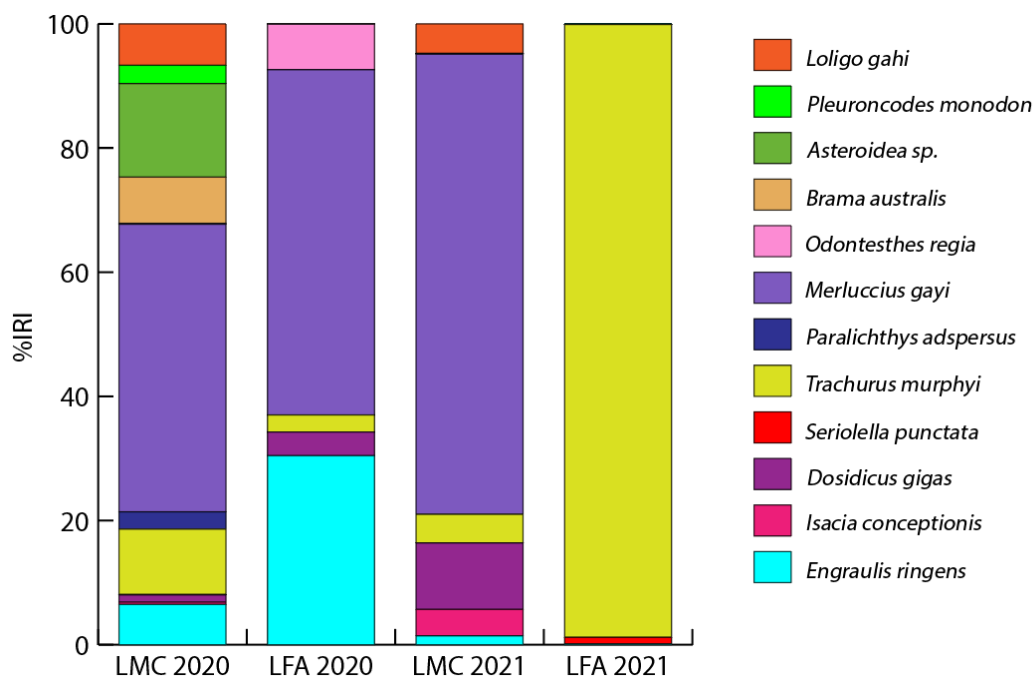
En la temporada de muestreo del año 2020 el LMC consumió 12 especies de presas, 6 de ellas pelágicas (*E. ringens*; *I. conceptionis*; *T. murphyi*; *O. regia*; *B. australis*; *D. gigas*), 3 demersales (*M. gayi*; *S. punctata*; *P. monodon*) y 3 bentónicas (*P. adspersus*; *L. gahi*; *Asteroidea spp.*), mientras que para el LFA se determinaron un total de 7 especies de presas, 4 pelágicas (*E. ringens*; *T. murphyi*; *O. regia*; *D. gigas*), 1 demersal (*M. gayi*) y 1 bentónica (*L. gahi*). Durante la temporada del año 2021 se identificaron un total de 8 especies de presas para el LMC, 5 pelágicas (*E. ringens*; *I. conceptionis*; *T. murphyi*; *O. regia*; *D. gigas*), 2 demersales (*M. gayi*; *P. monodon*) y 1 bentónica (*L. gahi*). Para el LFA se logró identificar un total de 4 presas, 3 pelágicas (*E. ringens*; *T. murphyi*; *O. regia*) y 1 demersal (*M. gayi*) (Figura 7).



**Figura 7.** Índice de importancia relativa (%IRI) de las agrupaciones ecológicas consumidas por el lobo marino común y lobo fino austral durante las temporadas de muestreo 2020 y 2021.

La presa más importante para el LMC según la biomasa, abundancia, frecuencia de ocurrencia e %IRI durante el muestreo del año 2020 fue *M. gayi* (%W = 28,7; %N = 31,3; %FO =

87,8; %IRI = 46,3), seguida por los *Asteroidea spp.* (%IRI = 15,1) y *T. murphyi* (%IRI = 10,5), en tanto que, para el muestreo del año 2021 también fue *M. gayi* la presa más relevante en la dieta del LMC (%W = 47,3; %N = 42,6; %FO = 56,1; % IRI = 74,1), aunque seguido por *D. gigas* (%IRI = 10,7) y *L. gahi* (%IRI = 4,8) (Figura 8) (Tabla 5). Para el LFA en la temporada del 2020 la presa más importante según la biomasa, frecuencia de ocurrencia e %IRI también fue *M. gayi* (%W = 58,0; %FO = 51,6; % IRI = 55,6) seguida por *E. ringens* (%IRI = 30,4) y *O. regia* (%IRI = 7,3). En cambio, durante los muestreos del año 2021 la presa más relevante en la dieta del LFA fue *T. murphyi* según la biomasa, la abundancia, frecuencia de ocurrencia y el %IRI (%W = 98,7; %N = 95,4; %FO = 70,0; % IRI = 98,7), seguido por *S. punctata* (%IRI = 1,1) y *E. ringens* en conjunto con *O. regia* (ambas con %IRI = 0,1) (Figura 8) (Tabla 5).



**Figura 8.** Índice de importancia de relativa (%IRI) de las presas consumidas por el lobo marino común y lobo fino austral durante las temporadas de muestreo 2020 y 2021.



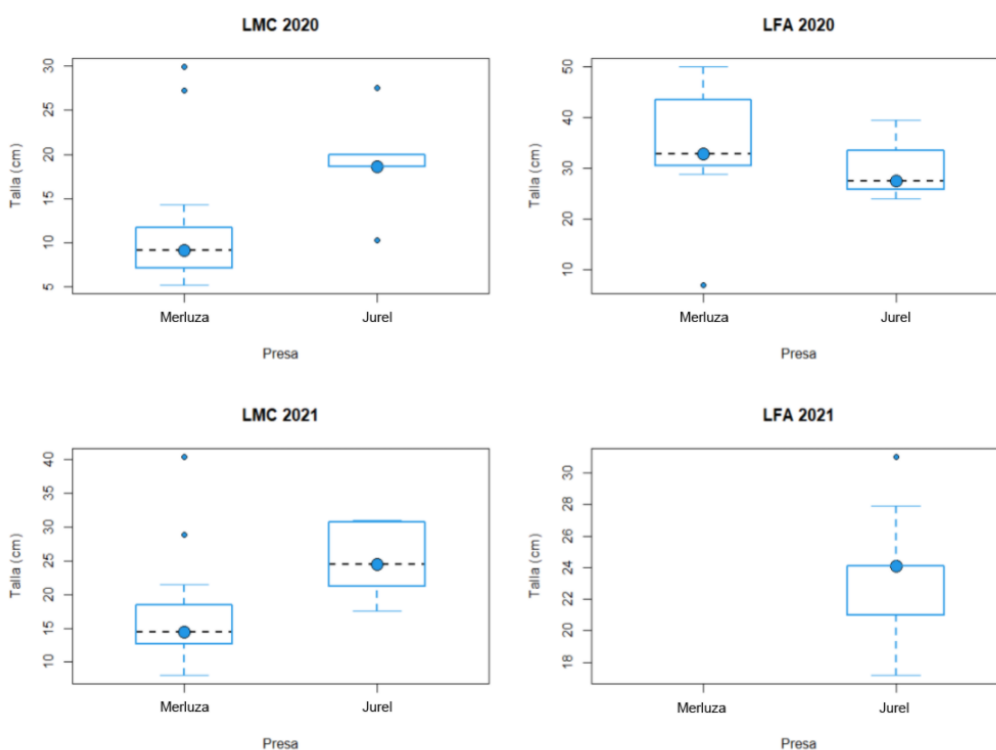
**Tabla 5.** Índice de importancia relativa de las presas (%IRI) y sus componentes para el lobo marino común y lobo fino austral en ambos periodos de muestreo.

Presa	%N				% W (g)				% FO				%IRI			
	LMC 2020	LFA 2020	LMC 2021	LFA 2021	LMC 2020	LFA 2020	LMC 2021	LFA 2021	LMC 2020	LFA 2020	LMC 2021	LFA 2021	LMC 2020	LFA 2020	LMC 2021	LFA 2021
<b>Peces teleósteos</b>																
Anchoveta	13,1	41,9	1,9	1,5	2,0	4,5	2,6	0,3	49	48	22	5	6,5	30,4	1,4	0,1
Cabinza	0,5	0	5,6	0	1,0	0	11,4	0	29	0	17	0	0,4	0	4,3	0
Cojinoba moteada	0,5	0	0	1,5	3,4	0	0	25,0	2	0	0	5	0,1	0	0	1,1
Jurel	10,7	3,2	14,8	95,4	10,6	12,5	10,9	73,5	56	13	12	70	10,5	2,8	4,6	<b>98,7</b>
Lenguado	1,9	0	0	0	7,4	0	0	0	34	0	0	0	2,8	0	0	0
Merluza	31,3	21,5	42,6	0	28,7	58,0	47,3	0	88	52	56	0	<b>46,3</b>	<b>55,6</b>	<b>74,1</b>	0
Pejerrey	0,5	24,7	1,9	1,5	0,2	3,2	0,1	1,2	29	19	2	5	0,2	7,3	0	0,1
Reineta	0,5	0	0	0	28,4	0	0	0	29	0	0	0	7,4	0	0	0
<b>Cefalópodos</b>																
Jibia	3,3	7,5	16,7	0	10,2	21,6	26,0	0	10	10	17	0	1,2	3,8	10,7	0
Calamar patagónico	14,0	1,1	14,8	0	3,3	0,2	1,7	0	44	3	20	0	6,7	0,1	4,7	0
<b>Crustáceos</b>																
Langostino colorado	7,9	0	1,9	0	0,1	0	0,0	0	41	0	2	0	2,9	0	0,1	0
<b>Asteroideos</b>																
<i>Asteroidea spp.</i>	15,9	0	0	0	4,8	0	0	0	83	0	0	0	15,1	0	0	0
<b>Total:</b>	100	100	100	100	71259,8	33680,0	36019,6	19655,2	-	-	-	-	100	100	100	100

**Tabla 6.** Longitud total y promedio estimada para las principales presas en los periodos de muestreo 2020 y 2021 consumidas por el lobo marino común y lobo fino austral respectivamente.

Largo total (cm)												
LMC 2020				LFA 2020			LMC 2021			LFA 2021		
Presa	n	$\bar{X} \pm SD$	Rango	n	$\bar{X} \pm SD$	Rango	N	$\bar{X} \pm SD$	Rango	n	$\bar{X} \pm SD$	Rango
<i>Merluccius gayi</i>	16	11,19+7,25	5,20-29,90	10	34,51+12,09	7,10-50,00	18	17,07+7,52	8,10-40,30	0	-	-
<i>Trachurus murphyi</i>	5	18,99+6,12	10,30-27,55	3	30,43+8,15	24,10-39,63	7	25,24+5,55	17,55-31,00	62	23,37+2,64	17,20-31,00

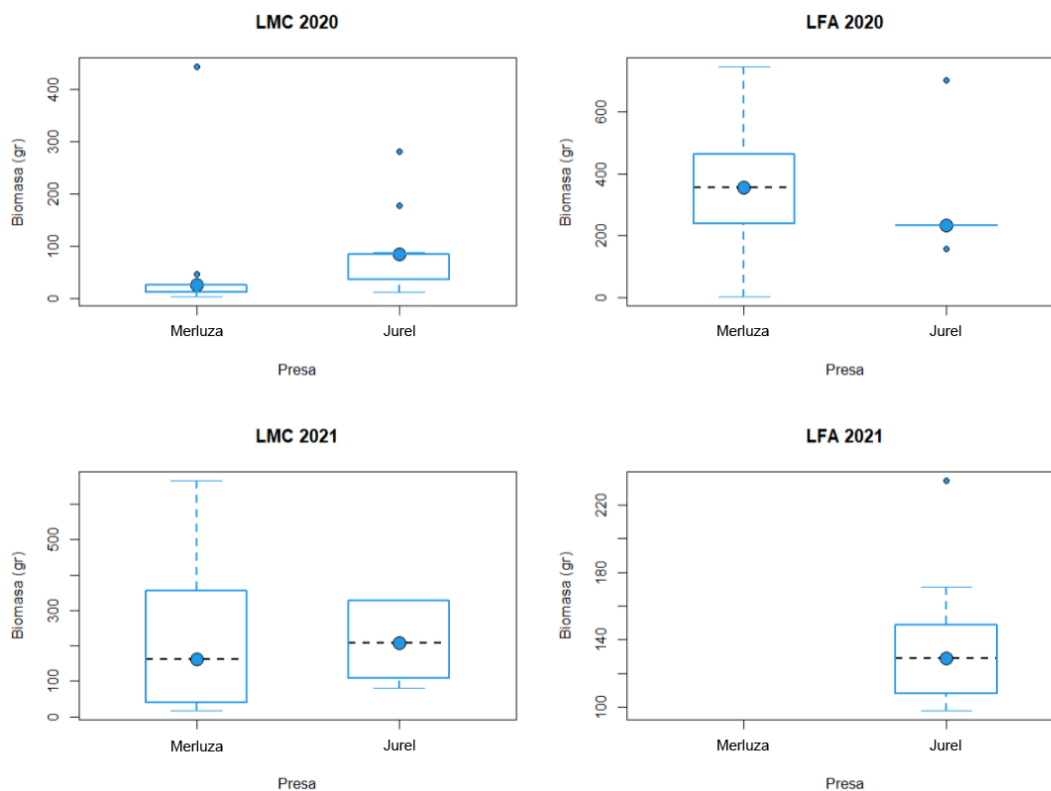
*M. gayi* y *T. murphyi* fueron las presas con un mayor %IRI para estos otáridos en los diferentes periodos de muestreo. El promedio de tallas de *M. gayi* consumida por el LMC fue de 11,19 y 17,07 cm en las temporadas de muestreo del año 2020 y 2021 respectivamente (Tabla 6; Figura 9). En tanto que, el LFA consumió *M. gayi* y *T. murphyi* con una talla promedio de 34,51 cm y 30,43 cm respectivamente durante el 2020 y en el año 2021 consumió *T. murphyi* de una talla promedio de 23,26 cm (Tabla 6; Figura 9).



**Figura 9.** Tallas de las principales presas consumidas por el lobo marino común (LMC) y lobo fino austral (LFA) durante las temporadas de muestreo 2020 y 2021, merluza común y jurel.

La biomasa de las principales presas consumidas también varió durante las dos temporadas de muestreo y entre los otáridos. Durante el año 2020, el LFA consume *M. gayi* y *T. murphyi* de mayor biomasa que el LMC, aunque, durante el año 2021, el LFA no consumió *M. gayi* y el LMC

comenzó a consumir ejemplares de mayor biomasa. En tanto, el LFA ese año se especializa casi de manera exclusiva en el consumo de *T. murphyi* (Figura 10).



**Figura 10.** Biomasa de las principales presas consumidas por el lobo marino común (LMC) y lobo fino austral (LFA) durante las temporadas de muestreo 2020 y 2021, merluza común y jurel.

### 3.3. Determinación de la oferta ambiental

La oferta ambiental durante de los meses de muestreo estuvo compuesta por un total de 27 potenciales presas para el LMC y LFA, 16 especies para noviembre del año 2020, 19 durante febrero del año 2021 y 19 especies para noviembre del año 2021 (SERNAPESCA 2020, 2021) (Tabla 7). No se consideró el desembarque de septiembre del año 2020, con la finalidad de evitar sesgos en los resultados debido a la veda extractiva de *M. gayi* (SUBPESCA 2016).

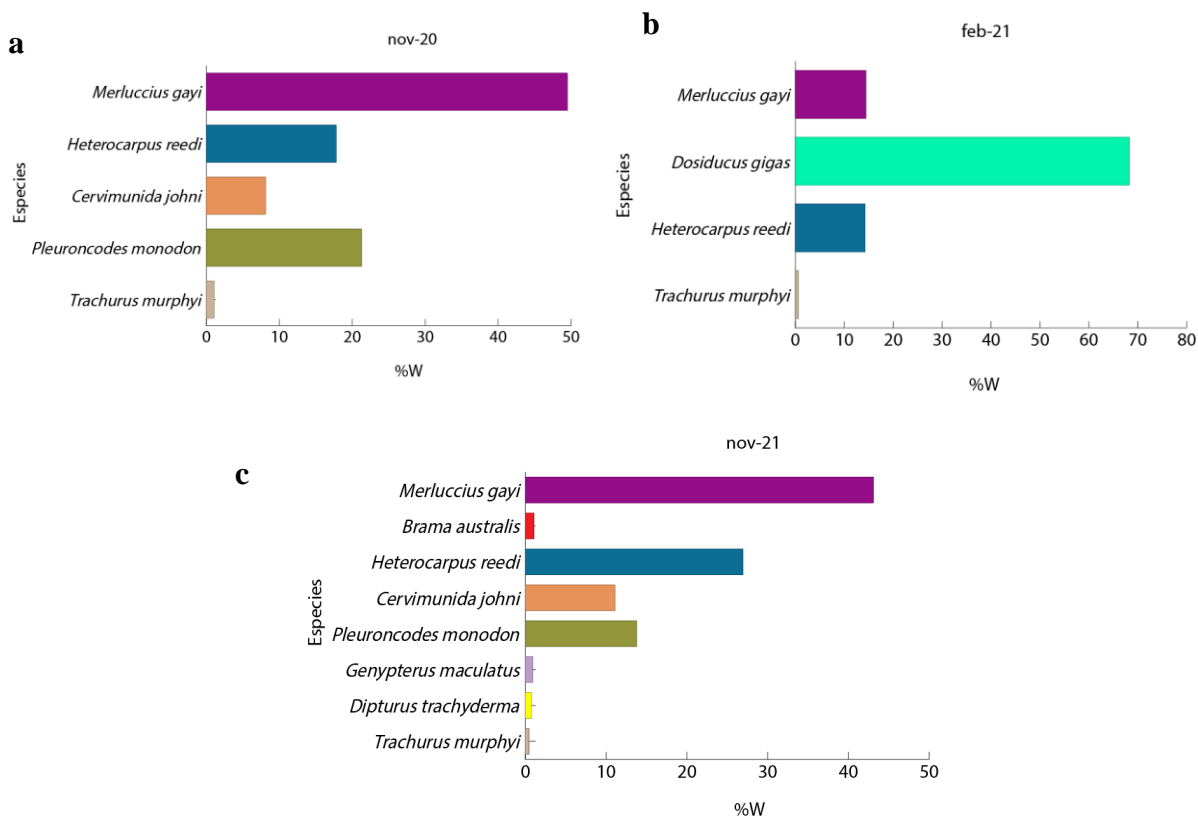
**Tabla 7.** Detalle de los desembarques (ton) artesanales e industriales en la región de Valparaíso en los meses que se realizaron los muestreos durante los años 2020 y 2021.

Nombre Científico	Nombre común	Nov 2020	Feb 2021	Nov 2021	Agrupación ecológica
<i>Cheilodactylus variegatus</i>	Breca o Bilagay	-	1	-	Demersal
<i>Scomber japonicus</i>	Caballa	-	2	-	Pelágico
<i>Isacia conceptionis</i>	Cabinza	-	-	2	Pelágico
<i>Paralabrax humeralis</i>	Cabrilla Común	2	2	3	Demersal
<i>Sebastes capensis</i>	Cabrilla Española	1	1	1	Demersal
<i>Seriolella violacea</i>	Cojinoba del Norte	-	1	-	Pelágico
<i>Genypterus chilensis</i>	Congrio Colorado	4	9	3	Demersal
<i>Genypterus maculatus</i>	Congrio Negro	9	10	12	Demersal
<i>Cilus gilberti</i>	Corvina	-	5	-	Demersal
<i>Trachurus murphyi</i>	Jurel	17	17	6	Pelágico
<i>Paralichthys microps</i>	Lenguado de ojos chicos	-	1	-	Demersal
<i>Hippoglossina macrops</i>	Lenguado de ojos grandes	3	-	1	Demersal
<i>Mugil cephalus</i>	Lisa	1	1	2	Demersal
<i>Merluccius gayi</i>	Merluza Común	779	382	563	Demersal
<i>Callorhynchus callorhynchus</i>	Pejegallo	6	13	2	Demersal
<i>Menticirrhus ophicephalus</i>	Pichibueno	-	-	1	Demersal
<i>Dipturus trachyderma</i>	Raya espinosa	-	-	10	Demersal
<i>Zearaja chilensis</i>	Raya volantín	-	-	5	Demersal
<i>Brama australis</i>	Reineta	1	-	14	Pelágico
<i>Strangomera bentincki</i>	Sardina Común	3	1	-	Pelágico
<i>Thysites atun</i>	Sierra	1	13	-	Pelágico
<i>Dosiducus gigas</i>	Jibia o Calamar Rojo	3	1805	2	Pelágico
<i>Graus nigra</i>	Vieja	-	1	-	Demersal
<i>Heterocarpus reedi</i>	Camarón nailon	280	377	352	Demersal
<i>Haliporoides diomedea</i>	Gamba	-	3	2	Demersal
<i>Cervimunida johni</i>	Langostino amarillo	128	-	145	Demersal
<i>Pleuroncodes monodon</i>	Langostino colorado	335	-	180	Demersal
<b>TOTAL (ton):</b>		1573	2645	1306	

Las especies con mayor desembarque en noviembre del año 2020 y que se atribuyen el 97,83% de la biomasa total fueron *M. gayi* (%W = 49,52), seguido por *P. monodon* (%W = 21,30), *H. reedi* (%W = 17,80), *C. johni* (%W = 8,14) y *T. murphyi* (%W = 1,08) (Figura 11A). En tanto que, durante febrero del año 2021 la especies que explican el 97,57% de la biomasa de los desembarques de ese mes fueron *D. gigas* (%W = 68,24), seguido por *M. gayi*, *H. reedi* y *T. murphyi* (%W = 14,44, %W = 14,25 y %W = 0,64 respectivamente) (Figura 11B), y finalmente durante este mismo año en noviembre las especies que explican el 98,16% de la biomasa de los desembarques fueron *M. gayi* (%W = 43,11), seguida por *H. reedi* (%W = 26,95), *P. monodon* (%W = 13,78), *C. johni* (%W = 11,10), *B. australis* (%W = 1,07), *G. maculatus* (%W = 0,92), *D. trachyderma* (%W = 0,77) y *T. murphyi* (%W = 0,46) (Figura 11C). Siendo en los 3 meses las especies demersales las que dominaron en biomasa los desembarques de la región de Valparaíso.

### **3.4. Amplitud de nicho trófico del LMC, LFA y de la oferta ambiental**

El valor del índice de diversidad de Simpson en la dieta del LMC para los muestreos del año 2020 fue de 0,74 mientras que para el LFA durante ese mismo año fue de 0,59. En los muestreos del año 2021 el LMC obtuvo un valor de 0,43, mientras que el LFA un valor de 0,03. En ambos periodos de muestreo el LMC supero en amplitud al LFA. La oferta ambiental tuvo una amplitud de 0,67 durante noviembre del 2020, 0,49 en febrero del año 2021 y de 0,80 durante noviembre del mismo año.



**Figura 11.** Especies que explican el 97% o más de la biomasa total de los desembarques de la región de Valparaíso en los meses que se realizaron muestreos. **a)** noviembre de 2020, **b)** febrero 2020 y **c)** noviembre de 2021.

### 3.5. Sobreposición de nicho trófico entre otáridos y con la oferta ambiental

Se evaluó la sobreposición de nicho trófico entre el LMC y LFA mediante el índice de Morisita-Horn ( $C\lambda$ ). Para la temporada de muestreo del año 2020 se obtuvo un valor de  $C\lambda = 0,56$ , lo que nos indica una sobreposición media entre sus nichos tróficos, en tanto que, en el año 2021 el valor fue de  $C\lambda = 0,24$ , lo que significa una baja sobreposición de sus nichos tróficos.

La sobreposición de las presas consumidas en relación con la oferta ambiental en la región de Valparaíso para el LMC en noviembre del año 2020 fue de  $C\lambda = 0,55$  considerándose una sobreposición media. Para el LFA durante el mismo año fue de  $C\lambda = 0,79$ , es decir, consumió

especies altamente disponibles en el sector. Mientras que en el año 2021 el LMC tuvo una sobreposición de  $C\lambda = 0,76$ , que significa una alta sobreposición con la oferta ambiental. En los dos muestreos realizados para el LFA durante el año 2021 se obtuvo el mismo valor,  $C\lambda = 0,01$ , esto quiere decir que, la sobreposición del consumo de presas por parte del LFA fue casi nula, lo que significa que el consumo de presas no estuvo determinado por la oferta ambiental.

El análisis PERMANOVA permitió determinar que las dietas de ambos otáridos durante los años 2020 y 2021 presentaron diferencias que son estadísticamente significativas ( $p < 0,05$ ), por lo que se acepta la  $H_1$  de este estudio que establece que ambas especies coexisten mediante la segregación de recursos tróficos, asociado a tendencias divergentes en los modos de alimentación, demersal en el caso del LMC y pelágico en el del LFA (Tabla 8).

**Tabla 8.** Resultados obtenidos del análisis PERMANOVA con contrastes intra e interespecíficos durante las temporadas de muestreo del año 2020 y 2021,

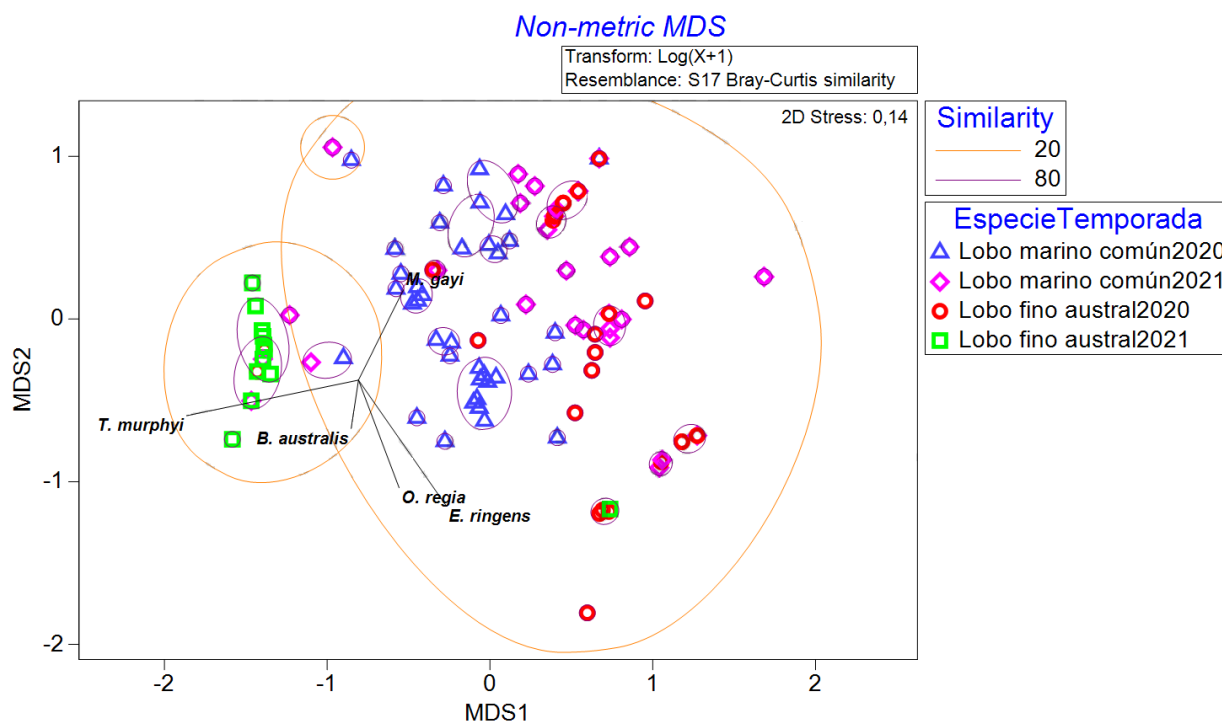
Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P (perm)	Unique perms
Es	3	95097	31699	14,545	0,0001	9928
LMC 2020 – LMC 2021	1	21676	21676	9,8687	0,0001	9954
LMC 2020 – LFA 2020	1	24974	24974	11,744	0,0001	9949
LFA 2020 – LFA 2021	1	48159	48159	22,407	0,0001	9952
LMC 2021 – LFA 2021	1	51284	51284	22,751	0,0001	9942
<b>Res</b>	111	2,4191E+05	2179,4			
<b>Total</b>	114	3,3701E+05				

**Nota 1:** Source = Origen; df = grados de libertad; SS = suma de los cuadrados; MS = media de la suma de los cuadrados; Pseudo-F = valor F por permutación; P(perm) = valor de p obtenido por las permutaciones; Unique perm = valores únicos obtenidos en la permutación; Es = EspecieTemporada.

La visualización gráfica del análisis nMDS permite observar la diferencia de la dieta entre otáridos y temporadas, donde se puede apreciar claramente una variación en la distribución de las



muestras para el LMC entre el año 2020 (triángulo azul) y el 2021 (rombo magenta), al igual que para el LFA entre el año 2020 (círculo rojo) y el 2021 (cuadrado verde). Asimismo, cuando se comparó la distribución de las muestras de LMC 2020 - LFA 2020 y LMC 2021-LFA2021 se observó que hay muestras que se superponen o están muy cerca entre ellas, pero no fue relevante estadísticamente. En otras palabras, sus dietas fueron estadísticamente diferentes cuando se comparó de manera intra e interespecífica entre ambos periodos de muestreos (2020 y 2021) y para un periodo de muestreo (2020 o 2021) (Figura 12).

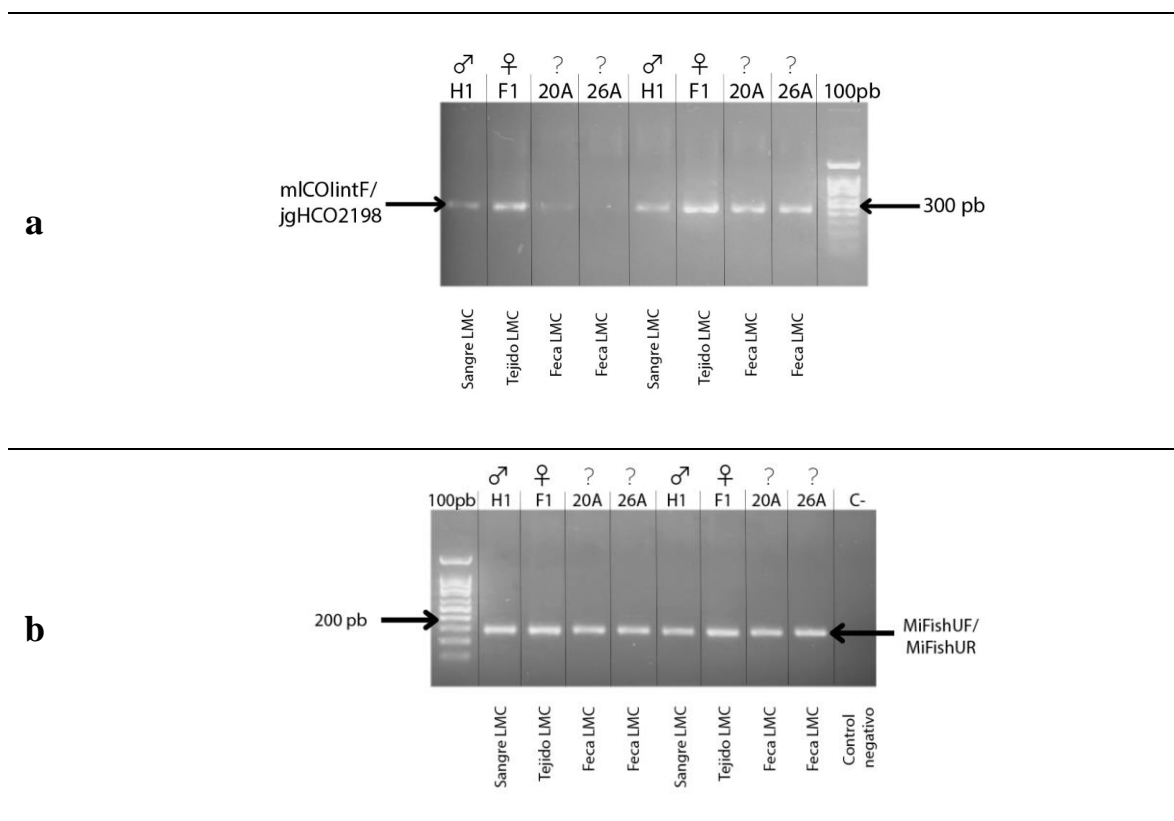


**Figura 12.** Gráfico del análisis nMDS de la abundancia de las presas consumidas por el lobo marino común y lobo fino austral durante las temporadas de muestreos de los años 2020 y 2021.

### 3.6. Determinación del sexo

Se extrajo de manera satisfactoria ADN de la totalidad (133) de las muestras fecales y de

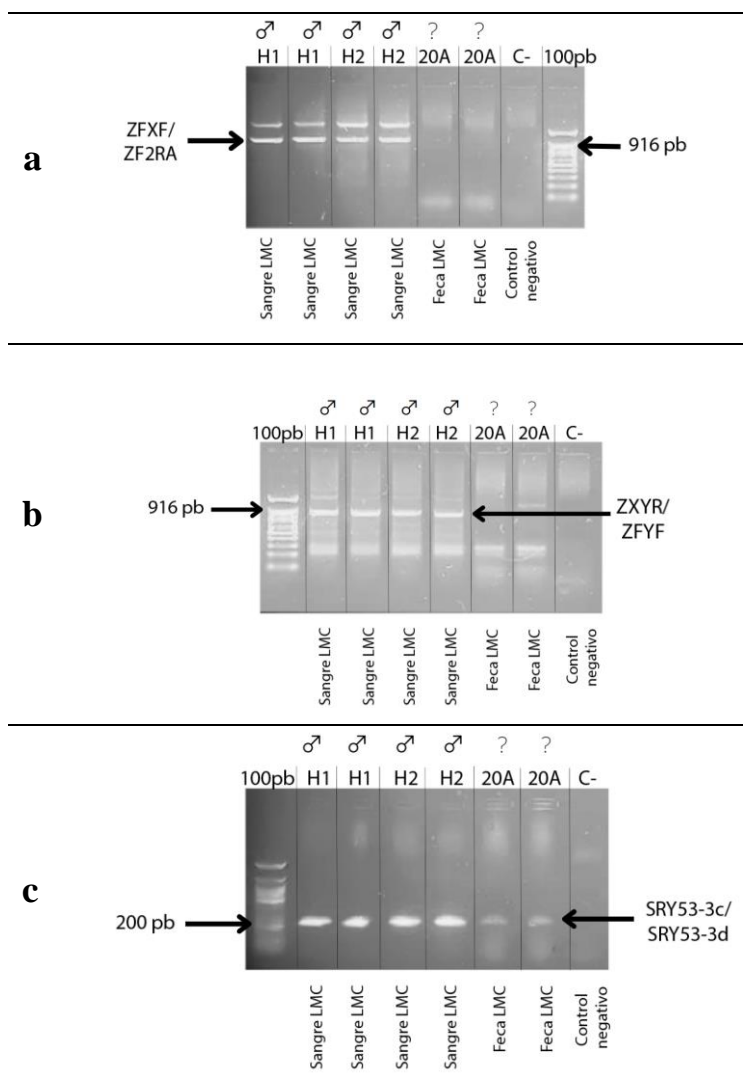
las muestras control (3), obteniendo mediante un espectrofotómetro NanoDrop Lite una cuantificación del ADN dentro del rango 1,56-2,00 ng/μl, además de presentar en un 100% de las muestras la amplificación de los conjuntos de partidores mlCOIintF/jgHCO2198 (Leray *et al.* 2013) (Figura 13a) y MiFishUF/MiFishUR (Miya *et al.* 2015) (Figura 13b).



**Figura 13.** Evaluación de la cantidad y calidad de ADN de los controles positivos y fecas en una electroforesis de gel de agarosa: **a)** mlCOIintF/jgHCO2198 y **b)** MiFishUF/MiFishUR.

Los resultados de las amplificaciones realizadas para el intrón de ZFX con los partidores ZFXF-ZF2RA obtuvieron en algunos casos bandas de amplificación por debajo de los pares de bases esperados (1045 pb) o simplemente no amplificaron (Figura 14a). En cuanto a los partidores para los intrones de ZFY (ZXYP-ZFYF) y SRY (SRY53-3c – SRY53-3d), la amplificación en las

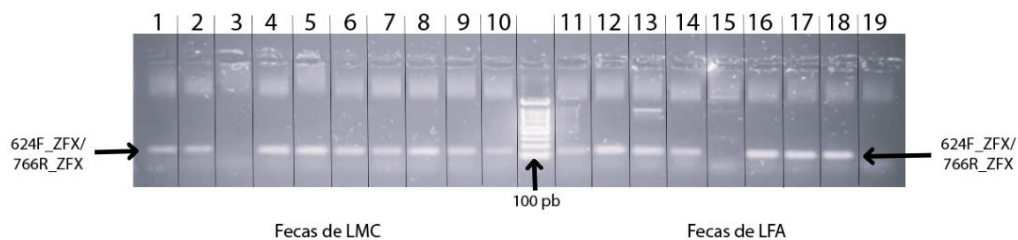
fecas no fue coincidente entre ellos, en algunos casos amplificaba sólo uno de los pares de partidores y el otro no, incluso luego de reiterados intentos, a pesar de ser específico para machos (Figura 14b y 14c). Las muestras controles negativas no generaron ninguna amplificación.



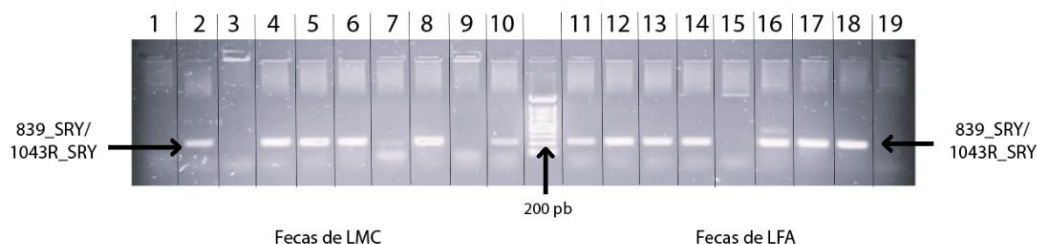
**Figura 14.** Electroforesis de las muestras control y muestras fecales de lobo marino común con los partidores descritos en la literatura: **a)** ZFXF-ZF2RA, **b)** ZXYR-ZFYF y **c)** SRY53-3c – SRY53-3d.

La amplificación de las muestras fecales con los partidores diseñados para ZFX tuvieron bandas del tamaño esperado (Figura 15). De igual manera las amplificaciones de los partidores

diseñados para ZFY y SRY tuvieron el tamaño esperado (176 pb y 202 pb respectivamente) (Figura 16).

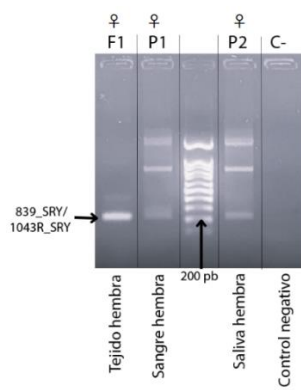


**Figura 15.** Amplificación de ZFX (143 pb) en muestras fecales de lobo marino común (1-10) y lobo fino austral (11-19) con el conjunto de partidores diseñados en este estudio.



**Figura 16.** Amplificación de SRY (202 pb) en muestras fecales de lobo marino común (1-10) y lobo fino austral (11-19) con el conjunto de partidores diseñados en este estudio.

Se inicio con el sexado de las muestras pertenecientes a LMC, obteniendo para el año 2020 32 machos y 9 hembras, mientras que en el año 2021 se obtuvieron 34 machos y 7 hembras. Sin embargo, cuando se realizó la primera PCR para las muestras de LFA uno de los controles positivos para hembra amplificó el partidor diseñado para SRY, ante lo cual se tomó esta muestra y se procedió a repetir el PCR con los 3 conjuntos de partidores diseñados (ZFX, ZFY y SRY), pero está vez se añadieron dos nuevas muestras de hembras conocidas (sangre y saliva). Sorprendentemente todas amplificaron para SRY (Figura 17), por lo cual se dejó de sexar para evaluar la situación y determinar las posibles causas.



**Figura 17.** Amplificación del partidor SRY diseñado en este estudio en muestras control de hembras conocidas.

#### IV. DISCUSIÓN

Este estudio tuvo como objetivo general determinar la composición de la dieta diferenciada por sexo del LMC y LFA, con el fin de establecer o no diferencias en sus modos de alimentación debido a la reciente simpatría de ambos. El análisis de las muestras y la oferta ambiental, sumado con el análisis estadístico permite aceptar la hipótesis planteada ( $H_1 = p < 0,05$ ), indicando que ambas especies se encuentran coexistiendo mediante el uso diferenciado de recursos. Si bien compartieron la principal presa durante el 2020, el LFA consumió merluza común de tallas bastante mayores que el LMC, incluso del doble del tamaño en algunos casos. El resto de la dieta durante el mismo año y en el 2021 estuvo asociada preferentemente a presas con hábitos demersales por parte del LMC, mientras que el LFA prefirió presas de hábitos pelágicos. Cabe destacar el registro del consumo de asteroideos por parte del LMC durante la temporada de muestreo del año 2020.

Son pocos los lugares a lo largo del sistema de la corriente de Humboldt donde coexisten colonias simpátricas importantes y estables de LMC y LFA. Esta situación implica necesariamente que exista un mecanismo que permita su coexistencia (Cárdenas-Alayza *et al.* 2022a, b). En el área de estudio y en Chile central existe información sobre la dieta del LMC (*e.g.*, Aguayo & Maturana 1973, George-Nascimento *et al.* 1985, Sielfeld 1999, Hückstädt & Antezana 2006, Hückstädt *et al.* 2007, Muñoz *et al.* 2013, Neira *et al.* 2021) y sobre el LFA sólo hay antecedentes para Isla Guafo en el sur de Chile (*e.g.*, Vallejos 2010, Pavés 2012).

La dieta del LMC estuvo centrada en el consumo de presas con hábitos pelágicos y mayormente demersales en ambos periodos de muestreo. En cuanto al LFA, su dieta tuvo una predominancia de especies pelágicas, seguida por demersales. En ambos casos y en los dos

periodos de muestreos, las presas con hábitos bentónicos no fueron relevantes en las dietas de estos otáridos, y esta situación es similar a la descrita en Perú respecto al limitado acceso a estos recursos. Esto debido a que la profundidad de la plataforma continental de América del sur por el lado del océano Pacífico desciende a >1000 m en < 50 km, lo cual podría alterar la ecología de forrajeo, explicando el bajo o nulo consumo por parte del LMC y LFA (Cárdenas-Alayza *et al.* 2022a). Esto también permite explicar una mayor variedad de especies de tipo pelágicas en la dieta del LMC en comparación con los estudios realizados en Argentina con una plataforma continental más extensa y somera (Hückstädt & Krautz 2004, Hückstädt *et al.* 2007).

La presa más relevante para el LMC durante las temporadas de muestreo del año 2020 y 2021 fue la merluza común, lo que concuerdan con estudios anteriores en la zona centro del país, en los que se detalla una dieta dominada por especies demersales y en menor proporción por pelágicas, donde los peces óseos y en menor grado los cefalópodos constituyen los principales ítems dietarios, en el que la merluza común suele ser un ítem importante en su dieta (*e.g.*, Aguayo & Maturana 1973, George-Nascimento *et al.* 1985, Sielfeld 1999, Hückstädt & Antezana 2006, Neira *et al.* 2021). Cabe destacar que en ninguno de los dos años se registró en la dieta del LMC sierra, cabrilla, merluza de cola y sardina, que si aparecen como ítems dietarios constantes en la zona central del país (*e.g.*, Aguayo & Maturana 1973, George-Nascimento *et al.* 1985, Sielfeld 1999, Hückstädt & Antezana 2006, Hückstädt *et al.* 2007, Muñoz *et al.* 2013, Neira *et al.* 2021). A pesar de ello, durante los muestreos, pescadores artesanales que nos trasladaron a los islotes, comentaron que en el sector lo que principalmente capturan es sierra y, además, durante los muestreos se pudo observar la pesca de cabrilla española por parte de los mismos pescadores.

Una de las razones de la ausencia de las presas mencionadas anteriormente en las fecas podría ser que muchas veces se expulsan las fecas y/o los restos duros en el océano debido a los

largos viajes de alimentación que realizan estos otáridos, o a que ocurre una digestión diferenciada de los otolitos (*e.g.*, Cárdenas-Alayza *et al.* 2022a). Esto nos deja entrever que no existe una única metodología para determinar la composición de la dieta de estos depredadores, debido a los sesgos que pueda poseer, por lo que se sugiere utilizar más de un método para obtener información aún más precisa sobre la composición de la dieta (*e.g.*, Franco-Trecu *et al.* 2013, Sepúlveda *et al.* 2015, Parodi 2021).

Especies de cefalópodos (jibia y calamar patagónico) y un crustáceo (langostino colorado) fueron constantes en la composición de la dieta del LMC tanto en la temporada de muestreo del año 2020 como del 2021. Esto concuerda con investigaciones previas donde el consumo de estos ítems se asocia a la zona centro del país (*e.g.*, Aguayo & Maturana 1973, George-Nascimento *et al.* 1985, Neira *et al.* 2021). Sin embargo, no es posible descartar una subestimación de estas presas, debido a la metodología utilizada.

El nuevo registro de asteroideos en la dieta del LMC da cuenta del oportunismo frente a los recursos que son abundantes y de fácil captura en el sector, además, de ser presas asociadas a hábitats que utiliza regularmente. Neira *et al.* (2021) en su informe da cuenta de la presencia de asteroideos en la dieta del LMC en 4 loberas de Chile: Montemar ( $32^{\circ} 57' 27''$  S –  $71^{\circ} 33' 5''$  O), Punta Curaumilla, La Isla ( $36^{\circ} 47' 15''$  S –  $73^{\circ} 13' 03''$  O) y Cobquecura ( $36^{\circ} 07' 52''$  S –  $72^{\circ} 48' 31''$  O), durante los años 2019 y 2020. Lo anterior permite apreciar que el consumo de estos equinodermos fue común durante dichas temporadas. Sin embargo, no se registraron asteroideos en la dieta del LMC en Punta Curaumilla durante la temporada de muestreo del año 2021 y el LFA no consumió asteroideos en ninguno de los dos años, atribuible a sus hábitos preferentemente pelágicos.



Durante el año 2020 el LFA tuvo una dieta dominada por la merluza común según el %IRI (55,6%), seguida de la anchoveta y el pejerrey (30,4% y 5,7% respectivamente). Si bien, la anchoveta tuvo un alto %N y %FO (41,9% y 48% respectivamente) y fue la segunda presa más importante en la dieta del LFA, no se vio reflejado en la biomasa, esto tiene dos posibles explicaciones; una, es que a pesar de que el LFA se encuentra frecuentemente con especies pelágicas que forman cardúmenes, poseen una velocidad de escape tan alta que hace que energéticamente sea poco rentable perseguir este tipo de presas tan pequeñas; y dos, que a raíz del consumo de anchoveta por parte de la merluza común sus otolitos puedan coocurrir en las fecas (George-Nascimento *et al.* 1985). Mientras que, en la temporada de muestreo del año 2021 esto cambió drásticamente, ya que, no se registró el consumo de merluza común y su dieta estuvo casi exclusivamente compuesta de jurel con un %IRI del 98,7% seguido por la cabinza y la anchoveta (1,1% y 0,1% respectivamente).

En cuanto al consumo de cefalópodos por parte del LFA, sólo se registró durante el muestreo del año 2020, representado por la jibia (%IRI = 3,8) y calamar patagónico (%IRI = 0,06). Si bien no hay un punto de comparación con la zona centro del país, en la zona sur, la jibia suele ser un recurso constante en la dieta de este otárido (*e.g.*, Vallejos 2010, Pavés 2012), mientras que en Perú también suele registrarse la presencia de cefalópodos de manera frecuente en los análisis de dieta (*e.g.*, Cárdenas-Alayza *et al.* 2022a). No se registró el consumo de crustáceos demersales en ninguno de los años, esto podría deberse a que la dieta del LFA fue más pelágica.

Si bien, durante el año 2020 ambos otáridos compartieron la principal presa (merluza común), al comparar el rango de tamaño y la talla promedio consumida de merluza común por parte del LMC y del LFA durante el año 2020, el LMC consumió ejemplares evidentemente más pequeños que el LFA (11,19 cm LT y 34,5 cm LT respectivamente), los que permite inferir que,

si bien consumieron la misma presa de manera importante, en las tallas hubo una notoria segregación entre ambos. En tanto que, en el año 2021 el LMC nuevamente consumió presas muy pequeñas (17 cm LT promedio) de merluza común, pero mayores a las registradas en la temporada anterior. El panorama cambió durante la temporada 2021, debido a que el LFA consumió casi de manera exclusiva jurel, en su mayoría de tallas superiores a 24 cm LT, con un promedio de 23,3 cm LT.

Por otra parte, el consumo casi exclusivo de jurel por parte del LFA durante los muestreos del año 2021, se puede deber a una mayor disponibilidad de esta presa, la que se ve reflejada en los desembarques que han ido en aumento, concentrándose en la zona centro y sur del país (SUBPESCA 2022). Aunque el jurel, presenta una menor abundancia que la merluza común, el LFA seleccionó esta presa, disminuyendo así la competencia por la merluza común. Vásquez (1995) también documentó el consumo de jurel en Perú, siendo la segunda presa más importante después de la anchoveta peruana, mientras que Cárdenas-Alayza *et al.* (2022a) en un estudio más reciente presenta una ocurrencia nula de jurel en la dieta del LMC y LFA, lo que se atribuye a la pobre oferta ambiental de este recurso, con una tendencia decreciente en ese país durante la última década.

Los desembarques de la pesca industrial y artesanal en la región de Valparaíso destacan por la gran cantidad de toneladas de merluza común durante los meses en que se realizaron los muestreos, evidenciando su alta disponibilidad en la región. En cuanto a la oferta ambiental de jurel durante los meses de muestreos, si bien los desembarques no son tan abundantes como los de merluza común, ocurrieron justo en los meses que se realizaron los muestreos. También estuvo altamente disponible en la región la jibia, presentando desembarques muy por encima de las dos presas principales de peces del LMC y LFA respectivamente.

El LMC y LFA han sido considerados especies generalistas, porque consumen una amplia variedad de recursos (*e.g.*, Naya *et al.* 2002, Arias-Schreider 2003, Cappozzo & Perrin 2009, Muñoz *et al.* 2013, Sarmiento-Devia *et al.* 2020; Neira *et al.* 2021), sin embargo, en otros estudios los clasifican como especies selectivas y especialistas (*e.g.*, Majluf 1992, Pavés 2012, Cárdenas-Alayza *et al.* 2022a). En muchos casos la población de otáridos corresponden a la sumatoria de individuos especialistas segregados en el espacio del nicho trófico (Franco-Trecu 2015, Rosas-Hernández *et al.* 2019, Franco-Trecu *et al.* 2022). Además, ha sido una constante en algunas investigaciones que el LMC posea entre 2 a 3 presas que dominan su dieta, las que pueden variar de acuerdo con la oferta ambiental (*e.g.* George-Nascimento *et al.* 1985, Koen- Alonso *et al.* 2000, Naya *et al.* 2000, Szteren *et al.* 2004, Suárez *et al.* 2005, Riet-Sapriza *et al.* 2013).

La amplitud de nicho obtenida por el LMC (0,74) y LFA (0,59) en la temporada de muestreo del año 2020, permiten inferir que ese año el LMC tuvo una dieta más diversa o generalista, aunque marcada por una especie dominante por sobre las demás en comparación con el LFA, quien presentó un nicho más reducido con dos presas principales que en conjunto explicaron el 86% de la dieta, evidenciando características asociadas a una especie más bien especialista. La sobreposición de nicho entre ambos para el mismo periodo fue de 0,56, lo que es considerado una sobreposición media, por lo cual la competencia interespecífica pudo haberse exacerbado durante el año 2020.

En el año 2021 el panorama cambió drásticamente, tanto para el LMC y LFA, ya que, redujeron la amplitud de su nicho de manera considerable (0,43 y 0,03 respectivamente). En este periodo mostraron altas proporciones de %IRI para 1 o 2 presas principales, además de una combinación de una menor diversidad a medida que estas proporciones se incrementaron. Esto confirma un comportamiento más bien selectivo, como lo documenta Cárdenas-Alayza *et al.*

(2022a). Adicionalmente la sobreposición de nicho trófico para este periodo fue menor en comparación al año 2020, es decir, se incrementó la segregación y uso diferenciado de las presas a través del tiempo. Fue tan evidente la segregación que, la merluza común pasó de ser la presa más importante en la dieta del LFA durante el año 2020 a no ser consumida durante el año 2021 y especializarse casi de manera exclusiva en el consumo de jurel, lo que permite concluir que durante el año 2021 presentaron diferentes estrategias de alimentación.

El índice de sobreposición ( $C\lambda$ ) con la oferta ambiental en el año 2020 fue media para el LMC y alta en el caso del LFA. En tanto que, en el año 2021 el panorama cambió radicalmente obteniendo valores que indican que el LMC tuvo una sobreposición alta con respecto a la oferta ambiental, y el LFA bajó los valores a casi la inexistencia de la sobreposición, esto quiere decir que, consumió presas que no eran las que representaban mayor tonelaje en los desembarques de la región, esto se relaciona también con la selección de algunas presas por parte del LFA.

En este estudio se pudo evidenciar una notable preferencia por una fracción limitada de los recursos tróficos disponibles por parte del LFA en comparación con el LMC en ambos periodos. Los valores obtenidos para la amplitud de nicho trófico del LFA en el año 2020 y 2021, permiten inferir que esta especie modificó su estrategia trófica, volviéndose más selectiva y especialista de un año a otro, depredando especies exclusivamente pelágicas y de mayor talla que el LMC, esto explicado por sus hábitos preferentemente pelágicos, presentando una amplitud de nicho más bien reducida, como consecuencia de la alta productividad asociada a esa fracción de la columna de agua y al sector, por lo que dependen de unas pocas presas claves, presentando una menor diversidad de presas en comparación a quienes se alimentan en ambientes demersales o bentónicos (Cárdenas-Alayza *et al.* 2022a). Este cambio en la dieta se debe probablemente a que a raíz de la

reciente llegada del LFA al sector, estén adaptándose a la inserción de una nueva especie al ecosistema.

La variación en el consumo de presas de diferentes grupos ecológicos entre los años 2020 y 2021 puede explicarse por la reciente simpatria y coexistencia de ambos, mediante la segregación de los recursos, para lo cual el modo de alimentación del LFA es preferentemente más epipelágico en relación con el modo demersal-bentónico del LMC (*e.g.*, Vaz-Ferreira & Ponce de León 1984, Zavalaga *et al.* 1998, Arnould & Costa 2006, Riet-Sapriza *et al.* 2013, Baylis *et al.* 2016, Cárdenas-Alayza *et al.* 2022a, Cárdenas-Alayza *et al.* 2022b). Asimismo, su adaptación a las variaciones dadas por la abundancia y disponibilidad de presas en el sector puede explicar modificaciones en su estrategia trófica como respuesta adaptativa frente a dichas variaciones, volviéndose “especialistas plásticos” (Aguayo & Maturana 1973, Schindler *et al.* 1997, Bolnick *et al.* 2003, Hückstädt & Antezana 2006, Svanback & Bolnick 2007, Hückstädt *et al.* 2012, Muñoz *et al.* 2013, Franco-Trecu 2015, Franco-Trecu *et al.* 2022).

Esto también ocurre en otras especies de pinnípedos, donde los diferentes mecanismos de segregación trófica explican la coexistencia entre especies simpátricas, como, por ejemplo, el caso del lobo marino del Steller (*Eumetopias jubatus*) y el lobo fino del norte (*Callorhinus ursinus*) en una isla en Rusia, donde la simpatria los lleva a consumir presas de manera diferenciada, específicamente costeras y bentónicas en el caso del lobo marino de Steller, en alta mar y pelágicas por parte del lobo fino del norte (Waite *et al.* 2012). Otro caso similar ocurre entre el lobo marino de las Galápagos (*Zalophus wolfebaeki*) y lobo fino de las Galápagos (*Arctocephalus galapagoensis*), donde el lobo marino de las Galápagos mostró una estrategia de alimentación costera, basándose en el consumo de pequeños peces epipelágicos, mientras que, el lobo fino de las Galápagos resultó ser un depredador más oceánico, con preferencia por los calamares pequeños

(Páez-Rosas *et al.* 2012). Un tercer caso sería lo que ocurre en México entre el lobo marino californiano (*Zalophus californianus*) y el lobo fino de Guadalupe (*Arctocephalus philippii townsendi*), donde la estrategia de alimentación para evitar la competencia se reflejó en el modo pelágico-oceánico de alimentación del lobo fino de Guadalupe y en consumo de presas bentónicas-costeras por parte del lobo marino californiano (Pablo-Rodríguez *et al.* 2016).

En este estudio se logró extraer con éxito ADN de todas las muestras fecales de ambas especies de otáridos y de las muestras control de éstos, de acuerdo con la metodología utilizada (fecas frescas y su posterior mantenimiento) y aplicando las modificaciones al protocolo de extracción de ADN.

La amplificación de los partidores descritos por Curtis *et al.* (2007), no funcionó en las muestras fecales. Esto era esperable debido a que este ADN se encontraba degradado por la exposición de diversos factores ambientales bióticos (*e.g.*, interacción entre especies) y abióticos (*e.g.*, salinidad, temperatura y radiación UV) propios del sitio de muestreo (Beng & Corlett 2020)

Para el LMC la amplificación de las muestras control ocurrió con éxito, con las bandas de los tamaños esperados respectivamente, tanto con los partidores de la literatura, como los diseñados en este estudio, coincidiendo siempre los sexos conocidos con los asignados genéticamente. En cuanto a las muestras fecales del LMC se pudo sexar sin problemas la totalidad de las muestras con los partidores diseñados (2020: 32 machos y 9 hembras; 2021: 34 machos y 7 hembras). La notoria diferencia entre la cantidad de machos y hembras asignadas genéticamente con la que se observa en terreno (*e.g.*, Oliva *et al.* 2020), era esperable, debido a que el mayor tamaño de los machos se asocia a un mayor requerimiento energético, por lo que defecan más y de mayor tamaño en comparación con las hembras.

Cuando se procedía a sexar las muestras de LFA, la amplificación de SRY (diseñado en este estudio) en una muestra control hembra (F1) impidió la continuación del sexado, quedando a la espera de la secuenciación de las muestras para determinar con exactitud lo sucedido, debido a lo cual en este estudio no se presentó la dieta diferenciada por sexo. Las discrepancias entre el sexo observado durante los muestreos y el que se asigna genéticamente suele ocurrir, lo que indica en ocasiones problemas de mezcla de muestras y/o identificación errónea del sexo en el sitio de muestreo (Matejusová *et al.* 2012, Robertson *et al.* 2017). Incluso, se ha documentado que, en ocasiones pinnípedos hembras (*e.g.*, *Phoca vitulina*) han mostrado una leve amplificación para SRY en qPCR (del inglés, *quantitative polymerase chain reaction*), aunque notoriamente más pequeña que en machos, no permite descartar una posible contaminación de las muestras (Robertson *et al.* 2017). Por ende, es difícil asignar inequívocamente el sexo a todas las muestras cuando provienen de muestreos en terreno (Reed *et al.* 1997, London 2006, Masland *et al.* 2010, Matejusová *et al.* 2013, Rothstein 2015, Robertson *et al.* 2017). Adicional a ello, también se ha probado la presencia de aneuploidías en el par sexual (XXY) de mamíferos marinos, condición que puede estar subestimada a la hora de sexar, y también mutaciones en SRY, que impedirían en ocasiones particulares, una asignación sexual correcta, debido a que el sexo observado diferiría del asignado genéticamente (Harley *et al.* 2003, Einfeldt *et al.* 2019).

En relación con lo anterior se sugiere incorporar fecas de sexo conocido como controles positivos extras, que provengan de ambientes controlados libres de cualquier tipo de contaminación, como ejemplares de zoológicos o muestras disponibles en museos (*e.g.*, Rothstein 2015, Robertson *et al.* 2017), que permitan evaluar con confianza una posible contaminación de las muestras o descartarla y también disminuir el error en la asignación genética del sexo.

Conjuntamente con lo anterior, se hace imprescindible obtener secuencias del genoma o genes que permitan validar los partidores creados y asignar el sexo con la mayor exactitud posible, tanto del LMC como del LFA, dado que, la determinación del sexo es fundamental para conocer la historia de vida, salud de la población en relación con las proporciones de sexo, rasgos de comportamiento, patrones de dispersión, aporta a la toma de decisiones de manera informada respecto a la conservación de las especies y en este caso, poder determinar la dieta de manera diferenciada, ya que, hay factores determinantes en relación al sexo que hacen que el consumo de presas de macho y hembras se haga en diferentes tiempos, distancias y profundidades.

Si bien los muestreos de este estudio permitieron obtener la dieta de ambos otáridos en el periodo estival, es necesario poder incorporar muestreos durante el periodo invernal, ya que, permitiría comprender cómo varía la dieta con la estacionalidad y modificación de la abundancia de las presas en un ciclo anual.

#### **4.1. Limitaciones metodológicas**

El número de muestras que permite comparar conjuntos de fecas que contienen 12 o más especies de presas distribuidas exponencialmente o para comparar aquellas que contienen 7 o más que están distribuidas linealmente es 59, no obstante, las muestras obtenidas para el LFA fueron 51, no superando así el mínimo establecido por Trites & Joy (2005) para esta cantidad de presas, mientras que para el LMC se obtuvieron 82. Esto podría generar una subrepresentación de algunos ítems dietarios y afectar, por ejemplo, la amplitud y sobreposición de nicho trófico del LFA en este caso. Sin embargo, se realizaron todos los esfuerzos de muestreos posibles considerando la situación sanitaria que acontecía en el país durante esas fechas.



Se encontraron fecas sin restos duros en el LMC y LFA, atribuible a que en ocasiones liberan los restos duros en el océano como consecuencia de sus largos viajes de alimentación (Cárdenas-Alayza *et al.* 2022a) o en nuestro caso a la presencia de cachorros en el sector que, al ser lactantes, naturalmente la feca no presentará restos de peces u otra especie.

Los desembarques realizados por la pesca industrial y artesanal son sólo una aproximación de la real oferta ambiental, ya que, se debe entender que existe una brecha entre ambas dada por efectos como: la selectividad del arte de pesca, medidas de administración pesquera (temporadas de pesca, vedas, tallas mínimas legales, etc.), demandas de mercado y descarte, entre otros.

La situación sanitaria relativa al COVID-19 y las medidas adoptadas por nuestro país, impidieron muestreos más frecuentes y el trabajo constante en laboratorio, a raíz de las cuarentenas y el cierre de las diversas instituciones como medida preventiva para evitar la propagación del virus. Sin embargo, se realizaron todos los esfuerzos teniendo en cuenta la situación.

## V. CONCLUSIONES

- La principal presa consumida por el LMC durante ambas temporadas de muestreo fue *M. gayi* al igual que para el LFA durante el año 2020, sin embargo, el LFA durante el año 2021 se especializó casi de manera exclusiva en el consumo de *T. murphyi*.
- La composición de la dieta del LMC es más diversa en comparación con el LFA, es decir, el LMC tiene un nicho trófico más amplio característico de especies generalistas, mientras que el LFA tiene un nicho trófico estrecho, propio de especies especialistas.
- Se registra por segunda vez en la zona central del país el consumo de asteroideos por parte del LMC.
- La composición de la oferta ambiental estuvo representada por especies pelágicas y demersales, donde la merluza común y la jibia fueron las especies con mayor desembarque en la región de Valparaíso durante las temporadas de muestreo del año 2020 y 2021. La amplitud de la oferta ambiental aumentó cuando se compararon los meses noviembre del año 2020 y 2021 pudiendo haber sido determinante en la dieta del LMC, no así en la del LFA.
- El nivel de sobreposición con la oferta ambiental del sector por parte del LMC varió de media a alta entre las temporadas de muestreo, por lo que su dieta se ajusta a la disponibilidad de presas del lugar. En tanto que, el LFA entre las temporadas de muestreo varió de una alta sobreposición con la oferta ambiental a una casi nula, por lo que la mayor abundancia de unas presas por sobre otras no fueron determinante en su dieta.
- El LMC y LFA se encuentran coexistiendo mediante la segregación de recursos tróficos, donde si bien existe una sobreposición media-baja, el LMC apunta a individuos de tallas

más pequeñas, mientras que el LFA a individuos de tallas más grandes. Por otra parte, el LMC se centró en el consumo de especies con hábitos demersales, mientras que el LFA en especies con hábitos pelágicos.

- La extracción de ADN de los individuos desde las fecas se realizó con éxito, entregando una nueva herramienta molecular para el estudio de ambas especies de otáridos, que permitirá utilizar las fecas no sólo para la determinación de las presas mediante la identificación de restos duros, sino que eventualmente saber el sexo del individuo a quien corresponde la feca analizada.

## VI. REFERENCIAS

- Aasen E & Medrano J. 1990.** Amplification of the Zfy and Zfx Genes for Sex Identification in Humans, Cattle, Sheep and Goats. *Nat Biotechnol* 8, 1279–1281. <<https://doi.org/10.1038/nbt1290-1279>>
- Abu Al-Soud W & Rådstrom P. 2000.** Effects of amplification facilitators on diagnostic PCR in the presence of blood, feces, and meat. *Journal of clinical microbiology*, 38(12), 4463-4470.
- Acuña E, Villarroel J, Araya M, Hernández S, Andrade M, Cortés A y Peñailillo J. 2007.** Estudio biológico-pesquero de los recursos cabinza, machuelo, sierra y blanquillo en la III y IV Regiones. Informe Final Corregido FIP N° 2006-53, 247 pp.
- Aguayo A & Maturana R. 1973.** Presencia del lobo marino común (*Otaria flavescens*) en el litoral chileno, Arica a Punta Maiquillahue. *Biología Pesquera, Chile* 6: 45-75.
- Aguirre-Gutiérrez J, Serna-Chavez H, Villalobos-Arambula A, Pérez de la Rosa J, Raes N & Franklin J. 2015.** Similar but not equivalent: ecological niche comparison across closely-related Mexican white pines. *Div. & Distr.*, 21(3): 245-257.
- Albaugh G, Iyengar V, Lohani A, Malayeri M, Bala S & Nair P. 1992.** Isolation of exfoliated colonic epithelial cells, a novel, non-invasive approach to the study of cellular markers. *International Journal of Cancer*, 52(3), 347-350.
- Álvarez P. 2016.** Evaluación de la sobreposición de nicho trófico en especies co-ocurrentes de *Fissurella* en el intermareal del sur de Chile. [Tesis de Grado, Universidad Austral de Chile] <<http://cybertesis.uach.cl/tesis/uach/2016/fca473e/doc/fca473e.pdf>>

- Angeles B & Mendo J. 2005.** Crecimiento, fecundidad y diferenciación sexual del lenguado *Paralichthys adspersus* (Steindachner) de la costa central del Perú. *Ecología Aplicada*, 4(1-2), 105-112.
- Antonelis G & Fiscus H. 1980.** The Pinnipeds of the California Current. CalCOFI Rep. 21: 68-78.
- Arancibia H & Robotham H. 1984.** Crecimiento y edad del calamar (*Loligo gahi* Orbigny) en la Región Austral de Chile. [Growth and age of squid (*Loligo gahi* Orbigny) in the southern region of Chile]. *Investigación*.
- Arancibia H, Alarcón R, Barros M, Neira S, Cisterna L, López S, Sagua C, Gavilán C & San Martín P. 2017.** Informe Final. Proyecto FIP N° 2015-20 “Actualización de parámetros de historia de vida de reineta (*Brama australis*) en aguas nacionales”. Universidad de Concepción, 249 p. + anexos.
- Arancibia H, Alarcón R, Barros M, Neira S, Gavilán J & Quiroz M. 2020.** Informe Final, Proyecto FIPA N° 2018-39 Estudio biológico-pesquero del recurso cojinoba de la región sur austral. Universidad de Concepción, 238 p. + Anexos.
- Aranis A, Gómez A, Caballer L, González M, Eisele G, Cema F & Muñoz, G. 2011.** Informe Final, Pesca de Investigación. “Monitoreo de anchoveta y sardina en aguas interiores de la X Región de los Lagos, 2010”.
- Arias-Schreiber M. 2003.** Prey Spectrum and Feeding Behaviour of Two Sympatric Pinnipeds (*Arctocephalus australis* and *Otaria flavescens*) in Relation to the 1997/98 ENSO in Southern Peru. University of Bremen, Bremen.
- Arnould J & Costa D. 2006.** Sea lions in drag, fur seals incognito: insights from the otariid deviants. Sea Lions of the World. Fairbanks: Alaska Sea Grant College Program, 309-323.

- Aurioles D, Fox C, Sinsel F. & Tanos G. 1984.** Prey of the California sea lions (*Zalophus californianus*) in the bay of La Paz, Baja California Sur, México. *Journal of Mammology*. 65(3): 519-521.
- Baylis A, Arnould J & Staniland I. 2014.** Diet of South American fur seals at the Falkland Islands. *Mar Mamm Sci*, 30(3), 1210-1219.
- Baylis A, Orben R, Costa D, Arnould J & Staniland I. 2016.** Sexual segregation in habitat use is smaller than expected in a highly dimorphic marine predator, the southern sea lion. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 554, 201–11.
- Beng K & Corlett R. 2020.** Applications of environmental DNA (eDNA) in ecology and conservation: opportunities, challenges and prospects. *Biodiversity and Conservation*. doi:10.1007/s10531-020-01980-0
- Berta A, Sumich J & Kovacs K. 2006.** *Marine Mammals. Evolutionary Biology*. 3rd ed. USA: Elsevier Press.
- Bolnick D, Svanbäck R, Fordyce J, Yang L, Davis J, Hulsey C & Forister M. 2003.** The ecology of individuals: incidence and implications of individual specialization. *The American Naturalist*, 161(1), 1-28.
- Boswall J. 1972.** The South American sea lion *Otaria byronia* as a predator on penguins. *Bull. Br. Ornithol. Club*. 92(5): 129-32
- Bowen W & Iverson S. 2012.** Methods of estimating marine mammal diets: A review of validation experiments and sources of bias and uncertainty. *Marine Mammal Science*, n/a–n/a. <doi:10.1111/j.1748-7692.2012.00604.x>

- Bowen W & Siniff D. 1999.** Distribution, population biology, and feeding ecology of marine mammals. In: Reynolds, J.E., Rommel, S.A. (Eds.), *Biology of Marine Mammals*, pp 423–484.
- Bowen W, Tully D, Boness D, Bulheier B & Marshall G. 2002.** Prey-dependent foraging tactics and prey profitability in a marine mammal. *Marine Ecology Progress Series*, 244, 235-245.
- Bowen W. 1991.** Behavioural ecology of pinniped neonates. In *The behaviour of pinnipeds* (pp. 66-127). Springer, Dordrecht.
- Bowen W. 2000.** Reconstruction of pinniped diets: accounting for complete digestion of otoliths and cephalopod beaks. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57, pp 898–905.
- Bustos R, Daneri G, Volpedo A, Harrington A & Varela E. 2012.** The diet of the South American sea lion (*Otaria flavescens*) at Río Negro, Patagonia, Argentina, during the winter-spring period. *Iheringia. Série Zoologia*, 102(4), 394-400. <<https://dx.doi.org/10.1590/S0073-47212012000400005>>
- Byrne M, Peralta D, Ibañez E, Nardelli M & Túnez J. 2021.** Técnicas de muestreo no invasivas aplicadas a estudios genéticos de conservación en mamíferos. En: Nardelli, M., Túnez, JI (eds.) *Ecología Molecular y Genética de la Conservación de Mamíferos Neotropicales*. Springer, Cham. <[https://doi.org/10.1007/978-3-030-65606-5\\_4](https://doi.org/10.1007/978-3-030-65606-5_4)>
- Campagna C & Le Boeuf B. 1988.** Reproductive behaviour of southern sealions. *Behaviour* 104: 233±261.
- Cappozzo H, & Perrin W. 2009.** South American Sea Lion: *Otaria flavescens*. In *Encyclopedia of marine mammals* (pp. 1076-1079). Academic Press.

**Cárcamo D, Pizarro M, Orellana M, Canto A, Herrera P, Muñoz L, ... & Oliva D. 2021.**

Long-term monitoring for conservation: closing the distribution gap of *Arctocephalus australis* in central Chile. BMC research notes, 14(1), 1-6.

**Cárcamo D, Pizarro M, Orellana M, Pavez G, Durán L & Oliva D. 2019.** New non-breeding

colonies of the South American fur seal in central Chile. Is the distribution in the southeastern Pacific waters extending? Latin American Journal of Aquatic Mammals 14(1): 9-17. <<https://doi.org/10.5597/lajam00249>>

**Cárdenas-Alayza S, Adkesson M, Edwards M, Hirons A, Gutiérrez D, Tremblay Y &**

**Franco-Trecu V. 2022b.** Sympatric otariids increase trophic segregation in response to warming ocean conditions in Peruvian Humboldt Current System. PloS one, 17(8), e0272348.

**Cárdenas-Alayza S, Crespo E & Oliveira L. 2016b.** *Otaria byronia*. La Lista Roja de Especies

Amenazadas de la UICN 2016: e.T41665A61948292. <<https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.20161.RLTS.T41665A61948292.en>>

**Cárdenas-Alayza S, Oliveira L & Crespo E. 2016a.** *Arctocephalus australis*. The IUCN Red

List of Threatened Species 2016: e.T2055A45223529. <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T2055A45223529.en>>

**Cárdenas-Alayza S, Torres D, Gutiérrez D & Tremblay Y. 2022a.** Resource partitioning as a

mechanism for trophic segregation in sympatric otariids from the productive upwelling Peruvian Humboldt Current System. Austral Ecology.

**Cárdenas-Alayza S. 2018.** *South American Fur Seal*. *Encyclopedia of Marine Mammals*, 905–

907. <[10.1016/b978-0-12-804327-1.00237-5](https://doi.org/10.1016/b978-0-12-804327-1.00237-5)>



- Cathey J, Bickham J & Patton J. 1998.** Introgressive hybridization and nonconcordant evolutionary history of maternal and paternal lineages in north american deer. *Evolution*, 52(4), 1224–1229. <10.1111/j.1558-5646.1998.tb01850.x>
- Cema F, Machuca C, López A, Serra R, Ojeda V, Plaza G, Moyano G & Carreño D. 2011.** Informe Final FIP N° 2009-17. “Revisión de la asignación por grupo de edad en la anchoveta de la zona norte. Universidad de Concepción, 266 p. + Anexos.
- Cema, F., Valero, C., Moyano, G. & Muñoz, L. (2016). Informe Final FIPA N°2014-32. “Protocolo de lectura de otolitos de jurel”. Concepción, Chile, 72: 147-154.
- Clarke M. 1962.** Significance of cephalopod beaks. *Nature* 193: 560-561.
- Connell J. 1980.** Diversity and the coevolution of competitors, or the ghost of competition past. *Oikos.*, 35: 131-138.
- Córdova J, Leiva B, Catasti V, Valenzuela V, Angulo J, Saavedra J & Ossa L. 2014.** Informe Final FIP N° 2013-08. “Evaluación hidroacústica de jurel en la XV y III Regiones, año 2013”.
- Cortés E. 1997.** A critical review of methods of studying fish feeding based on analysis of stomach contents: Application to elasmobranch fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences – CAN J FISHERIES AQUAT SCI.* 54. 726-738. <10.1139/cjfas-54-3-726.>
- Costa D & Gales N. 2003.** Energetics of a benthic diver: seasonal foraging ecology of the Australian sea lion, *Neophoca cinerea*. *Ecological Monographs*, 73(1), 27-43.
- Cottrell P & Trites A. 2002.** Classifying prey hard part structures recovered from fecal remains of captive Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*). *Marine Mammal Science*, 18(2), 525-539.

- Crespo E, de Oliveira L & Sepúlveda M. 2021.** South American Sea Lion (*Otaria flavescens*, Shaw 1800). In: Heckel, G., Schramm, Y. (eds) Ecology and Conservation of Pinnipeds in Latin America. Springer, Cham. <[https://doi.org/10.1007/978-3-030-63177-2\\_6](https://doi.org/10.1007/978-3-030-63177-2_6)>
- Crespo E, Oliva D, Dans S, & Sepúlveda M. 2012.** Current status of the South American sea lion along the distribution range. Valparaíso: Editorial Universidad de Valparaíso.
- Crespo E. 1988.** Dinámica poblacional del lobo marino de un pelo *Otaria flavescens* (Shaw, 1800), en el norte del Litoral Patagónico. Phd, University of Buenos Aires, Argentina.
- Cursach J, Suazo C & Rau J. 2014.** Depredación del lobo marino común *Otaria flavescens* sobre el pingüino de penacho amarillo *Eudyptes c. chrysocome* en isla Gonzalo, Diego Ramírez, sur de Chile. Revista de biología marina y oceanografía, 49(2), 373-377. <<https://dx.doi.org/10.4067/S0718-19572014000200016>>
- Curtis C, Stewart B & Karl S. 2007.** Sexing Pinnipeds with *ZFX* and *ZFY* Loci, *Journal of Heredity*, Volume 98, Issue 3, Pages 280–285, <<https://doi.org/10.1093/jhered/esm023>>
- Dallas J, Coxon K, Sykes T, Chanin P, Marshall F, Carss D, Bacon P, Piertney S & Racey P. 2003.** Similar estimates of population genetic composition and sex ratio from carcasses and faeces of Eurasian otter *Lutra lutra*. *Mol Ecol* 12:275–282
- Daneri G, Carlini A, Harrington A, Balboni L & Hernández C. 2008.** Variación interanual en la dieta de lobos finos antárticos machos no reproductores, *Arctocephalus gazella*, en la Isla 25 de Mayo/Isla Rey Jorge. *Biología polar*, 31 (11), 1365-1372.
- Day P, Stuart-Smith R, Edgar G & Bates A. 2018.** Species thermal ranges predict changes in reef fish community structure during 8 years of extreme temperature variation. *Divers. Distrib.* 24, 1036– 1046.

- Dellinger T & Trillmich F. 1988.** Estimating diet composition from scat analysis in otariid seals (Otariidae): is it reliable? *Canadian Journal of Zoology*, 66(8), 1865–1870. <10.1139/z88-269>
- Deuter R, Peitsch S, Hertel S & Muller O. 1995.** A method for preparation of faecal DNA suitable for PCR. *Nucleic Acids Research*, 23, 3800-3801.
- Drago M. 2010.** Dieta y dinámica poblacional del león marino del sur (*Otaria flavescens*) en Patagonia. Memoria para optar al título de Doctor. Universidad de Barcelona.
- Einfeldt A, Orbach D & Feyrer L. 2019.** A method for determining sex and chromosome copy number: sex-by-sequencing reveals the first two species of marine mammals with XXY chromosome condition. *Journal of Mammalogy*. <10.1093/jmammal/gyz131>
- Fain S & LeMay J. 1995.** Gender Identification of humans and mammalian wildlife species from PCR amplified sex linked genes. *Proc Am Acad Forensic Sci* 1:34
- Fowler S, Costa D & Arnould J. 2007.** Ontogeny of movements and foraging ranges in the Australian sea lion. *Marine Mammal Science*, 23(3), 598-614.
- Franco-Trecu V, Aurióles-Gamboa D & Inchausti P. 2014.** Individual trophic specialisation and niche segregation explain the contrasting population trends of two sympatric otariids. *Mar. Biol.* 161, 609–18.
- Franco-Trecu V, Aurióles-Gamboa D, Arim M & Lima M. 2012.** Prepartum and postpartum trophic segregation between sympatrically breeding female *Arctocephalus australis* and *Otaria flavescens*, *Journal of Mammalogy*, Volume 93, Issue 2, 30 April 2012, Pages 514–521, <<https://doi.org/10.1644/11-MAMM-A-174>>
- Franco-Trecu V, Botta S, de Lima R, Negrete J & Naya D. 2022.** Testing the niche variation hypothesis in pinnipeds. *Mammal Review*, 52(4), 497-506.

- Franco-Trecu V, Drago M, Riet-Sapriza F, Parnell A, Frau R & Inchausti P. 2013.** Bias in Diet Determination: Incorporating Traditional Methods in Bayesian Mixing Models. PLoS ONE 8(11): e80019. <<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0080019>>
- Franco-Trecu V, Naya D & Inchausti P. 2021.** Fur Seal Trophic Ecology in Uruguay. In: Campagna, C., Harcourt, R. (eds) Ethology and Behavioral Ecology of Otariids and the Odobenid. Ethology and Behavioral Ecology of Marine Mammals. Springer, Cham. <[https://doi.org/10.1007/978-3-030-59184-7\\_29](https://doi.org/10.1007/978-3-030-59184-7_29)>
- Franco-Trecu V. 2015.** Tácticas comportamentales de forrajeo y apareamiento y dinámica poblacional de dos especies de otáridos simpátricas con tendencias poblacionales contrastantes. [Tesis de doctorado, UdelaR]
- García-Godos I. 2001.** Patrones morfológicos del otolito sagitta de algunos peces óseos del mar Peruano. Bol. Inst. Mar Perú. 20. 1-83
- García-Rodríguez F & Auriol-Gamboa D. 2004.** Spatial and temporal variations in the diet of the California sea lion (*Zalophus californianus*) in the Gulf of California, México. Fishery Bulletin. 102: 47-62.
- Garrido I. 2012.** Ecología trófica del asteroideo *Cosmasterias lurida* (Phillipi, 1858) en el seno del Reloncaví (sur de Chile) distribución, abundancia, alimentación y movimiento. [Tesis de grado, Universidad Austral de Chile].
- George-Nascimento M, Bustamante R & Oyarzún C. 1985.** Feeding ecology of the South American Sea Lion *Otaria flavescens* Shaw, 1800: food contents and food selectivity. Marine Ecology Progress Series 21: 135-143. <[10.3354/meps021135](https://doi.org/10.3354/meps021135)>
- Glantz M. 2001.** Currents of change: impacts of El Niño and La Niña on climate and society. Cambridge University Press.

- Goicochea C, Moquillaza P & Mostacero J. 2012.** Edad y crecimiento de *Isacia conceptionis* (Cuvier) en la zona de Ilo, 2009. *Inf. Inst. Mar Perú*, 39, 18-22.
- Guerra C & Portflitt G. 1991.** El Niño effects on pinnipeds in northern Chile. In Pinnipeds and El Niño (pp. 47-54). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Guerra C & Torres D. 1984.** Presence of the American Fur Seal, *Arctocephalus australis* in Northern Chile. In: Croxall, J.P. y R.L. Gentry (eds.), Status, biology and ecology of fur seals; Proceedings of an International Symposium and Workshop, Cambridge, England, 23-27 April, 1984. NOAA Tech.Rep. NMFS 51.
- Guerra C, Guerra C & Silva A. 2007.** Mortalidad de tortugas marinas (*Chelonia mydas*) por ataques de lobo común (*Otaria flavescens*) en bahía Mejillones del sur. Diagnóstico y propuesta de acción. Universidad de Antofagasta. [Archivo PDF] <[http://seaturtle.org/library/GuerraCorreaC\\_2007\\_MortalidaddetortugasmarinasChelonia.pdf](http://seaturtle.org/library/GuerraCorreaC_2007_MortalidaddetortugasmarinasChelonia.pdf)>
- Gutiérrez M, Ramirez A, Bertrand S, Móron O & Bertrand A. 2008.** Ecological niches and areas of overlap of the squat lobster ‘munida’ (*Pleuroncodes monodon*) and anchoveta (*Engraulis ringens*) off Peru. *Progress in Oceanography*, 79(2-4), 256-263.
- Hačková P, Zemanová B, Bryja J, Hačjek B, Roche K, Tkadlec E & Zima J. 2006.** Factors affecting success of PCR amplification of microsatellite loci from otter faeces. *Mol Ecol Notes* 6:559–562
- Hammill M, Lesage V & Carter P. 2005.** What do harp seals eat? Comparing diet composition from different compartments of the digestive tract with diets estimated from stable-isotope ratios. *Canadian Journal of Zoology* 83, pp 1365–1372.

- Hammond P & Prime J. 1990.** The diet of British grey seals (*Halichoerus grypus*). In Population biology of sealworm (*Psuedoterranova decipiens*) in relation to its intermediate and seal hosts. Edited by W.D. Bowen. Can. Bull. Fish. Aquat. Sci. No. 222. Pp. 243–254.
- Harley C, Hughes A, Hultgren K, Miner B, Sorte C, Thornber C, Rodriguez L, Tomanek L & Williams S. 2006.** The impacts of climate change in coastal marine systems. Ecology letters, 9:228–241.
- Harley V, Clarkson, M & Argentaro A. 2003.** The Molecular Action and Regulation of the Testis-Determining Factors, SRY (Sex-Determining Region on the Y Chromosome) and SOX9 [SRY-Related High-Mobility Group (HMG) Box 9], Endocrine Reviews, Volume 24, Issue 4, 1 August 2003, Pages 466–487, <<https://doi.org/10.1210/er.2002-0025>>
- Hevia-Álvarez K. 2013.** Áreas de alimentación del lobo marino común *Otaria flavescens* en la zona norte de Chile. [Tesis para optar al título de Ingeniero Ambiental]. Universidad de Valparaíso, Valparaíso, Chile.
- Horn H. 1966.** Measurement of "overlap" in comparative ecological studies. The American Naturalist, 100(914), 419-424.
- Hückstädt L & Antezana T. 2003.** Behaviour of the southern sea lion (*Otaria flavescens*) and consumption of the catch during purse-seining for jack mackerel (*Trachurus symmetricus*) off central Chile. ICES J. Mar. Sci. 60:1003-1011.
- Hückstädt L & Antezana T. 2006.** The Diet of *Otaria flavescens* in Chile: What Do We Know?. Sea Lions of the World, Alaska Sea Grant College Program • AK-SG-06-01, 2006
- Hückstädt L & Krautz M. 2004.** Interaction between southern sea lions *Otaria flavescens* and jack mackerel *Trachurus symmetricus* commercial fishery off central Chile: a geostatistical approach. Marine Ecology Progress Series, 282, 285-294.

- Hückstädt L, Koch L, McDonald B, Goebel M, Crocker D & Costa D. 2012.** Stable isotope analyses reveal individual variability in the trophic ecology of a top marine predator, the southern elephant seal. *Oecologia* 169: 395-406.
- Hückstädt L, Rojas C & 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. <10.1016/j.jembe.2007.03.014>
- Hume F, Hindell M, Pemberton D & Gales R. 2004.** Variación espacial y temporal en la dieta de un depredador de alto nivel trófico, el lobo fino australiano (*Arctocephalus pusillus doriferus*). *Biología marina*, 144 (3), 407-415.
- Hung C, Li S & Lee L. 2004.** Faecal DNA typing to determinate the abundance and spatial organization of otters (*Lutra lutra*) along two stream systems in Kinmen. *Anim Conserv* 7:301–311
- Jahncke J & Rivas C. 1998.** Recuperación, erosión y retención de otolitos en bolos de Guanay: ¿son los bolos realmente buenos indicadores de la dieta? *Boletín Instituto del Mar del Perú*, 17(1-2), 35-45.
- Jaksic F & Marone L. 2007.** Ecología de comunidades. Segunda edición ampliada. Educiones Universidad Católica de Chile. Pp. 31-46.
- Jaksic F. 1998.** The multiple facets of El Niño/Southern oscillation in Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 71(2), 121-131.
- Jarma D, Romero M, García N, Svendsen G, González R, Dans S & Crespo E. 2019.** Small-scale variation in the diet of the South American Sea lion (*Otaria flavescens*) in northern Patagonia (Argentina). *Regional Studies in Marine Science*, 100592. <10.1016/j.rsma.2019.100592>

- Joshi B, De R, & Goyal S. 2019.** Utility and applicability of a universal set of primers in identifying the sex of South and Southeast Asian mammals. *Zoological Studies*, 58.
- Koen-Alonso M, Crespo E, Pedraza S, García N & Coscarella M. 2000.** Food habits of the South American sea lion, *Otaria flavescens*, off Patagonia, Argentina. *Fishery Bulletin* 98: 250-2.
- Kohn M, Knauer F, Stoffella A, Schroder W & Pääbo S. 1995.** Conservation genetics of the European brown bear – a study using excremental PCR of nuclear and mitochondrial sequences. *Molecular Ecology*, 4, 95-103.
- Kong I, Clarke M & Escribano R. 1995.** Alimentación de *Paralichthys adspersus* (Steindachner, 1867) en la zona norte de Chile (*Osteichthyes: Paralichthyidae*). *Rev. Biol. Mar., Valparaíso*, 30(1), 29-44.
- Langton R. 1982.** Diet overlap between Atlantic cod, *gadus morhua*, silver hake, *merluccius bilinearis* and. *Fishery Bulletin*, 80(4), 745.
- Le Boeuf B, Morris P, Blackwell S, Crocker D & Costa D. 1996.** Diving behavior of juvenile northern elephant seals. *Canadian Journal Of Zoology*, 74: 1632-1644.
- Learmonth J, Macleod C, Santos M, Pierce G, Crick H & Robinson R. 2006.** Potential effects of climate change on marine mammals. *Oceanography and Marine Biology: An annual Review*, 44, 431-464.
- Leray M, Yang J, ... & Machida R. 2013.** A new versatile primer set targeting a short fragment of the mitochondrial COI region for metabarcoding metazoan diversity: application for characterizing coral reef fish gut contents. *Front. Zool* 10, 34. <<https://doi.org/10.1186/1742-9994-10-34>>



- Lillo S, Legua J, Olivares J, Saavedra J, Molina E, Díaz E, Rojas M, Angulo J, Valenzuela V, Núñez S, Vásquez, S, Sepúlveda A & Soto S. 2014.** Informe Final FIP N° 2013/12. “Evaluación directa de merluza común, año 2013”.
- Lillo S, Niklitschek E, Alegria N, Legua J & Molina E. 2017.** Informe Final FIPA N° 2015 – 16. “Evaluación directa de jibia en la zona centro sur. Propuesta metodológica”.
- Limberger D. 1990.** El Niño’S Effect on South American Pinniped Species. Elsevier Oceanography Series, 417–432. doi:10.1016/s0422-9894(08)70044-8
- London J. 2006.** Harbor seals in Hood Canal: predators and prey Ph.D., University of Washington.
- MacNally R. 1983.** On Assessing the Significance of Interspecific Competition to Guild Structure. Ecology, 64(6), 1646–1652. <10.2307/1937517>
- Majluf P. 1991.** El Niño Effects on Pinnipeds in Peru. In: Trillmich, F., Ono, K.A. (eds) Pinnipeds and El Niño. Ecological Studies, vol 88. Springer, Berlin, Heidelberg. [https://doi.org/10.1007/978-3-642-76398-4\\_6](https://doi.org/10.1007/978-3-642-76398-4_6)
- Maldonado G. 1997.** Digestión in vitro de otolitos de cuatro especies de peces que son alimento del lobo marino de California (*Zalophus californianus*), en México. Tesis de Licenciatura. UNAM. México.
- Manríquez O. 2013.** Caracterización genética del lobo fino austral (*Arctophoca australis gracilis*) de isla Guafo, sur de Chile, a través de marcadores nucleares y mitocondriales. [Tesis de Grado, Universidad Austral de Chile].
- Masland E, Sweezy M & Ono K. 2010.** Molecular methods for differentiating grey seal (*Halichoerus grypus*) and harbour seal (*Phoca vitulina*) scat. Molecular Ecology Resources 10:214–217.

- Matejusová I, Bland F, Hall A, Harris R, Snow M, Douglas A & Middlemas S. 2012.** Real-time PCR assays for the identification of harbor and gray seal species and sex: A molecular tool for ecology and management. *Marine Mammal Science*, 29(1), 186–194. <10.1111/j.1748-7692.2011.00543.x>
- Maynier L, Morel P, Chilvers B, Mackenzie D, MacGibbon A & Duignan P. 2008.** Temporal and sex differences in the blubber fatty acid profiles of the New Zealand sea lion *Phocarctos hookeri*. *Marine Ecology Progress Series*, 366; 271-279
- Miya M, Sato Y, Fukunaga T, Sado T, Poulsen J, Sato K, Minamoto T, Yamamoto S, Yamanaka H, Araki H, Kondoh M & Iwasaki W. 2015.** MiFish, a set of universal PCR primers for metabarcoding environmental DNA from fishes: detection of more than 230 subtropical marine species. *R Soc Open Sci*. 2015 Jul 22;2(7):15088. <10.1098/rsos.150088.>
- Montalva F, Pavés H, Pérez-Venegas D, Barrientos E, Valencia C, Miranda-Urbina D & Seguel M. 2022.** Lower marine productivity increases agonistic interactions between sea lions and fur seals in Northern Pacific Patagonia. *Current Zoology*.
- Monteiro L, Bonnemaïson D, Vekris A, Petry K, Bonnet J, Vidal R, ... & Mégraud F. 1997.** Complex polysaccharides as PCR inhibitors in feces: *Helicobacter pylori* model. *Journal of clinical microbiology*, 35(4), 995-998.
- Morisita M. 1959.** Measuring of the dispersion of individuals and analysis of the distributional patterns. *Mem. Fac. Sci. Kyushu Univ. Ser. E*, 2(21), 5-235.
- Muelbert M & Oliveira L. 2006.** First records of stranded pregnant female South American fur seals, *Arctocephalus australis*, in the southern Brazilian coast. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 67-68.

- Muñoz L, Pavez G, Quiñones R, Oliva D, Santos M & Sepúlveda M. 2013.** Diet plasticity of the South American sea lion in Chile: stable isotope evidence. *Rev. Biol. Mar. Oceanogr.* Vol.48 no.3. <<http://dx.doi.org/10.4067/S0718-19572013000300017>>
- Murie D & Lavigne D. 1985.** A Technique for the Recovery of Otoliths from Stomach Contents of Piscivorous Pinnipeds. *The Journal of Wildlife Management*, Vol. 49, No. 4, pp. 910-912.
- Napolitano C. 2006.** Ecología trófica del gato andino (*Oreailurus jacobita*) y el gato Colocolo (*Lynchailurus colocolo*) en el altiplano de la Región de Tarapacá. [Tesis de pregrado, Universidad de Chile]. <<https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/130768>>
- Nardelli M, Túnez J, Centrón D & Cassini M. 2011.** Non-invasive sampling techniques applied to the genetic study of mammals. *Interciencia*, VOL. 36 N° 6
- Naya D, Arim M & Vargas R. 2002.** Diet of South American fur seals (*Arctocephalus australis*) in Isla de Lobos, Uruguay. *Marine Mammal Science*, 18(3), 734-745.
- Naya D, Vargas R & Arim A. 2000.** Análisis preliminar de la dieta del león marino del sur (*Otaria flavescens*) en Isla de Lobos, Uruguay. *Boletín de la Sociedad de Zoología, Uruguay* (2ª Época) 12: 14-21.
- Neira S, Alarcón R, Arancibia H, Arriagada A, Barros M, Oliva D, Pavés H & Sepúlveda M. 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.
- Ojeda V, Olivares J, Balbontín F, Garland G, Cubillos L, Alarcón R, George-Nascimento M, & Sepúlveda A. 1997.** Informe Final. Proyecto FIP-IT / 95-15. “Validación de los métodos

aplicados en la estimación de edad y crecimiento, y determinación de la mortalidad en merluza común en la zona centro-sur.

**Okashita N & Tachibana M. 2021.** Transcriptional Regulation of the Y-Linked Mammalian Testis-Determining Gene SRY. *Sex Dev* 2021;15:351-359. <10.1159/000519217>

**Oliva D, Durán R, Carrasco P, Sepúlveda M, Urrea A, Muñoz L, Pavés G, Pizarro M, Couve P & Soto C. 2016.** Estimación poblacional de lobos marinos en la V, VI, VII, VIII y IX regiones. Proyecto FIP 2014-29, 169 p + Anexos, 112 p.

**Oliva D, Durán R, Sepúlveda M, Cárcamo D, Pizarro M, Anguita C, Santos M, Canto A, Herrera P, Muñoz L, Orellana M & Vásquez P. 2020.** Estimación poblacional de lobos marinos e impacto de la captura incidental. Informe Final Proyecto FIP 2018-54, 184 pp + Anexos.

**Oliveira L & Morgante J. 2004.** Variação geográfica no lobo-marinho sul-americano, *Arctocephalus australis* (Zimmermann, 1783) com base em dados morfológicos e moleculares. Universidade de São Paulo, São Paulo.

**Oliveira L, Loizaga de Castro R, Cárdenas-Alayza S & Bonatto S. 2011.** Conservation genetics of South American aquatic mammals: an overview of gene diversity, population structure, phylogeography, non-invasive methods and forensics. *Mammal Review*, 42(4), 275–303. <10.1111/j.1365-2907.2011.00201.x>

**Oliveira L. 2011.** Vulnerability of South American pinnipeds under El Niño southern oscillation events. *Global warming impacts-case studies on the economy, human health, and on urban and natural environments*, 237-252.

**Óre-Villalba D. 2017.** Catálogo fotográfico de otolitos de peces marinos y dulceacuícolas del Perú. *Boletín Instituto del Mar Perú*, volumen 32, número 2. ISSN 0458-7766.

**Osland M, Stevens P, Lamont M, Brusca R, Hart K, Waddle J, ... & Seminoff J. 2021.**

Tropicalization of temperate ecosystems in North America: The northward range expansion of tropical organisms in response to warming winter temperatures. *Global Change Biology*, 27(13), 3009-3034.

**Pablo-Rodríguez N, Aurióles-Gamboa D & Montero-Muñoz J. 2016.**

Niche overlap and habitat use at distinct temporal scales among the California sea lions (*Zalophus californianus*) and Guadalupe fur seals (*Arctocephalus philippii townsendi*). *Marine Mammal Science*, 32(2), 466–489. <10.1111/mms.12274>

**Páez D. 2011.**

Ecología trófica de los pinnípedos de las Islas Galápagos: análisis espacial y temporal. Tesis para obtener el grado de Doctor en Ciencias Marinas. Instituto Politécnico Nacional Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, México.

**Páez-Rosas D, Aurióles-Gamboa D, Alava J, & Palacios D. 2012.**

Stable isotopes indicate differing foraging strategies in two sympatric otariids of the Galapagos Islands. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 424-425, 44–52. <10.1016/j.jembe.2012.05.001>

**Parmelee J. 1999.**

Trophic ecology of a tropical anuran assemblage. *Scientific papers. Natural History Museum, The University of Kansas*, 11: 1, 59.

**Parodi R. 2021.**

Ecología de forrajeo de dos especies de pinnípedos simpátricos estimada a través del análisis de ácidos grasos. [Tesis Bachiller, Universidad Peruana Cayetano Heredia]

**Pavés H & Schlatter R. 2008.**

Breeding season of the southern fur seal, *Arctocephalus australis* at Guafo Island, southern Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 81(1), 137-149.

- Pavés H. 2012.** Hábitos alimentarios del lobo fino austral (*Arctocephalus australis*) en la Isla Guafo durante las temporadas reproductivas de 2010 y 2012 (Doctoral dissertation, Universidad Austral de Chile).
- Pavez P, Plaza G, Espejo V, Dyer B, Cerisola H, Saavedra J, Almanza V & Matamala M. 2008.** “Estudio Biológico-Pesquero del pejerrey de mar X Región”. (Proyecto FIP N° 2006-58). Informe Final. Estud. Doc, Pont. Univ. Católica Valparaíso, 07/08: 132 pp. + Anexo
- Pelt-Verkuil E, Belkum A & Hays J. 2008.** Variants and Adaptations of the Standard PCR Protocol. In: Principles and Technical Aspects of PCR Amplification. Springer, Dordrecht. 250-252. <[https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6241-4\\_12](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6241-4_12)>
- Pianka E. 1973.** The structure of lizard communities. Annual Review of ecology and systematics 4: 58-59.
- Pianka E. 1974.** Niche Overlap and Diffuse Competition. Proceedings of the National Academy of Sciences, 71(5), 2141–2145. <10.1073/pnas.71.5.21.€>
- Pierce G, Boyle P & Diack J. 1991.** Identification of fish otoliths and bones in faeces and digestive tracts of seals. Journal of Zoology, 224(2), 320-328.
- Pineda S, Aubone A & Brunetti N. 1996.** Identificación y morfometría de las mandíbulas de *Loligo gahi* y *Loligo sanpaulensis* (Cephalopoda, Loliginidae) del Atlántico Sudoccidental. Revista de Investigación y Desarrollo Pesquero, 10. P. 85-99
- Pinkas L, Oliphant S & Inverson K. 1971.** Food habits of albacore, bluefin tuna, and bonito in Californian waters. Fisheries Bulletin 152, pp 11–105.
- Ponce de León A. 2000.** Taxonomía, sistemática y sinopsis de la biología y ecología de los pinipedios de Uruguay. Sinopsis de la biología y ecología de las poblaciones de lobos finos y leones marinos de Uruguay. Pauta para su manejo y administración. 9-28.

**Prigioni C, Remonti L, Balestrieri A, Sgrosso S, Priore G, Mucci N & Randi E. 2006.**

Estimation of otter population size by faecal DNA typing in the Pollino National Park (southern Italy). *J Mammal* 87:855–858

**Raya Rey A, Samaniego R & Petracci P. 2012.** New records of South American sea lion *Otaria*

*flavescens* predation on southern rockhopper penguins *Eudyptes chrysocome* at Staten Island, Argentina. *Polar Biology – POLAR BIOL.* 35. <10.1007/s00300-011-1072-4.>

**Reed J, Tollit D, Thompson P & Amos W. 1997.** Molecular scatology: the use of molecular

genetic analysis to assign species, sex and individual identity to seal faeces. *Molecular Ecology*, 6(3), 225–234. <10.1046/j.1365-294x.1997.00175.x>

**Reid K & Arnold J. 1996.** La dieta de los lobos marinos antárticos *Arctocephalus gazella* durante

la temporada de cría en Georgia del Sur. *Biología polar*, 16 (2), 105-114.

**Riet-Sapriza F, Costa D, Franco-Trecu V, Marín Y, Chocca J, González B & Hückstadt L.**

**2013.** Foraging behavior of lactating South American sea lions (*Otaria flavescens*) and spatial–temporal resource overlap with the Uruguayan fisheries. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 88-89, 106–119. <10.1016/j.dsr2.2012.09.005.>

**Robertson K, Lauf M & Morin P. 2018.** Genetic sexing of pinnipeds: a real-time, single step

qPCR technique. *Conservation Genet Resour* 10, 213–218.

<<https://doi.org/10.1007/s12686-017-0759-4>>

**Romero M, Dans S, González R, Svendsen G, García N & Crespo E. 2011.** Trophic overlap

between the South American sea lion *Otaria flavescens* and the demersal trawl fishery in San Matías Gulf, Patagonia, Argentina. *Latin american journal of aquatic research*, 39(2), 344-358.

- Rosas-Hernández M, Aurióles-Gamboa D & Hernández-Camacho C. 2019.** Specialized foraging habits of adult female California sea lions *Zalophus californianus*. *Marine Mammal Science*, 35(4), 1463-1488.
- Rothstein A. 2015.** Non-invasive genetic tracking of harbor seals (*Phoca vitulina*) (MS thesis). Western Washington University.
- Rowther F, Kardooni H & Warr T. 2012.** TOUCH-UP Gradient Amplification Method. *J Biomol Tech.* 2012 Apr; 23(1): 1–3. <10.7171/jbt.12-2301-004>
- Ruckstuhl K. 2007.** Sexual segregation in vertebrates: proximate and ultimate causes. *Integrative and Comparative Biology*, 47(2), 245-257.
- Sanvito S, Fabiani A & Galimberti F. 2014.** Sex Determination in the Near Threatened Guadalupe Fur Seal: Molecular Markers and Their Potential Applications. *Open Journal of Animal Sciences* Vol.04 No.05.
- Sarmiento R, Sepúlveda M, Pavez G, Valdés J, Canto A, Orellana M & Oliva D. 2020.** Diet composition of an opportunistic predator from an upwelling area in the Southeastern Pacific. *Austral Ecology*, 45 (8), 1145-1155
- Schindler D, Hodgson J & Kitchell J. 1997.** Density-dependent changes in individual foraging specialization of largemouth bass. *Oecologia*, 110(4), 592-600.
- Schlatter R. 1977.** Penetración del lobo marino común, *Otaria flavescens* Shaw, en el río Valdivia y afluentes. *Medio Ambiente* 2 (1): 86-90
- Schoener T. 1974.** Competition and the form of habitat shift. *Theoretical Population Biology*, 6(3), 265–307. <10.1016/0040-5809(74)90013-6>



- Schwarz D, Spitzer S, Thomas A, Kohnert C, Keates T & Acevedo-Gutiérrez A. 2018.** Large-scale molecular diet analysis in a generalist marine mammal reveals male preference for prey of conservation concern. *Ecol Evol.* 2018;00:1–17. <<https://doi.org/10.1002/ece3.4474>>
- Seok S, Kang S, Im Y, Yoo H & Yeon S. 2019.** Sex identification using ZFX and ZFY genes in leopard cats (*Prionailurus bengalensis euptilurus*) in Korea. *Journal of Veterinary Medical Science.* <10.1292/jvms.18-0693>
- Sepúlveda M, Martínez T, Oliva D, Couve P, Pavez G, Navarro C, ... & Luna-Jorquera G. 2018.** Factors affecting the operational interaction between the South American sea lions and the artisan gillnet fishery in Chile. *Fisheries Research*, 201, 147–152. <10.1016/j.fishres.2018.01.014>
- Sepúlveda M, Neira S, Oliva D, Pavés H, Pavez G, Santos M & Sarmiento R. 2016.** Rol ecológico del lobo marino común en el territorio y aguas jurisdiccionales chilenas. PROYECTO F.I.P. No 2014 – 28.
- Sepúlveda M, Newsome S, Pavez G, Oliva D, Costa D & Hückstädt L. 2015.** Using satellite tracking and isotopic information to characterize the impact of South American sea lions on salmonid aquaculture in southern Chile. *PloS one*, 10(8), e0134926.
- Sepúlveda M, Oliva D & Palma F. 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*, vol. 36, núm. 2, diciembre, 2001, pp. 181-188.
- Sepúlveda M, Oliva D, Urra A, Pérez M, Moraga R, Schrader D, Inostroza P, Melo A, Díaz H & 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. <<https://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2011000100007>>

**SERNAPESCA. (2020).** Anuario Estadístico de Pesca y Acuicultura. Chile, desembarque total por especie, mes, región y puerto 2020. [Archivo EXCEL]. <[http://www.sernapesca.cl/sites/default/files/2020\\_0304\\_desembarque\\_total\\_por\\_puerto.xlsx](http://www.sernapesca.cl/sites/default/files/2020_0304_desembarque_total_por_puerto.xlsx)>

**SERNAPESCA. (2021).** Anuario Estadístico de Pesca y Acuicultura. Chile, desembarque total por especie, mes, región y puerto 2021. [Archivo EXCEL]. <[http://www.sernapesca.cl/sites/default/files/2021\\_0304\\_desembarque\\_total\\_por\\_puerto.xlsx](http://www.sernapesca.cl/sites/default/files/2021_0304_desembarque_total_por_puerto.xlsx)>

**Shaw C, Wilson P, Bradley N & White A. 2003.** Reliable Molecular Method of Gender Determination for Mammals, *Journal of Mammalogy*, Volume 84, Issue 1, Pp. 123–128, <[https://doi.org/10.1644/1545-1542\(2003\)084<0123:ARMMOG>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1644/1545-1542(2003)084<0123:ARMMOG>2.0.CO;2)>

**Sielfeld W & Guzmán A. 2002.** Effect of El Niño 1997/98 on a Population of the Southern Sea Lion (*Otaria flavescens* Shaw) from Punta Patache/Punta Negra (Iquique, Chile). *Investigaciones marinas*, 30(1, Supl. Symp), 158-160. <<https://dx.doi.org/10.4067/S0717-71782002030100059>>

**Sielfeld W, Barraza J & Amado N. 2018.** Patrones locales de alimentación del león marino sudamericano *Otaria byronia*: el caso de Punta Patache, Norte de Chile. *Revista de biología marina y oceanografía*, 53(3), pp 307-319. <<https://dx.doi.org/10.22370/rbmo.2018.53.3.1356>>

**Sielfeld W. 1999.** Estado del conocimiento sobre conservación y preservación de *Otaria flavescens* (Shaw, 1800) y *Arctocephalus australis* (Zimmermann, 1783) en las costas de Chile. *Estud. Oceanol.* 18: 81-96,1999.

**Steinmetz K, Murphy S, Ó Cadhla O, Barnett J & Mirimin L. 2021.** Enabling pinniped conservation by means of non-invasive genetic population analysis. *Conservation Genetics Resources*, 13(2), 131–142. <10.1007/s12686-020-01182-4>

**Suárez A, Sanfelice D, Cassini M & Capozzo H. 2005.** Composition and seasonal variation in the diet of the southamerican sea lion (*Otaria flavescens*) from Quequén, Argentina. *LAJAM* 4(2): 163-174.

**SUBPESCA. (2020a).** Comité Científico Técnico Recursos Demersales Zona Centro Sur (CCT-RDZCS). Informe técnico CCT-RDZCS N°01/2020. [Archivo PDF]. <[https://www.subpesca.cl/portal/616/articles-108984\\_documento.pdf](https://www.subpesca.cl/portal/616/articles-108984_documento.pdf)>

**SUBPESCA. 2016.** Establece Veda Biológica para el Recurso Merluza Común en Área y Periodo que lo indica. [Archivo PDF]. <[https://www.subpesca.cl/portal/615/articles-93729\\_documento.pdf](https://www.subpesca.cl/portal/615/articles-93729_documento.pdf)>

**SUBPESCA. 2021.** Comité Científico Técnico Recursos Demersales Zona Centro Sur (CCT-RDZCS). Informe técnico CCT-RDZCS N°03/2021. [Archivo PDF.] <[https://www.subpesca.cl/portal/616/articles-112904\\_documento.pdf](https://www.subpesca.cl/portal/616/articles-112904_documento.pdf)>

**SUBPESCA. (2020b).** Comité Científico Técnico Pesquería del Jurel (CCT-J). Informe técnico CCT-J N°1\_03/2020. [Archivo PDF]. <[https://www.subpesca.cl/portal/616/articles-109323\\_documento.pdf](https://www.subpesca.cl/portal/616/articles-109323_documento.pdf)>

- SUBPESCA. (2022).** Comité Científico Técnico Pesquería del Jurel (CCT-J). Informe técnico CCT-J N°1\_01/2022. [Archivo PDF]. <[https://www.subpesca.cl/portal/616/articles-116604\\_documento.pdf](https://www.subpesca.cl/portal/616/articles-116604_documento.pdf)>
- Sunday J, Bates A & Dulvy N. 2012.** La tolerancia térmica y la redistribución global de los animales. *Nature Clim Change* 2, 686–690. <<https://doi.org/10.1038/nclimate1539>>
- Svanback R & Bolnick D. 2007.** Intraspecific competition drives increased resource use diversity within a natural population. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 274(1611), 839–844. <[doi:10.1098/rspb.2006.0198](https://doi.org/10.1098/rspb.2006.0198)>
- Svendsen G, Dans S, González R, Romero M & Crespo E. 2013.** Occurrence of South American fur seals *Arctocephalus australis* (Zimmermann, 1783) in San Matías Gulf, Patagonia, Argentina. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 41(3): 576-583.
- Swan G, Silva-Rodríguez E, Osman L & Jaramillo E. 2020.** Pinniped predation of birds: A cause for conservation concern?, *The Condor*, Volume 122, Issue 2, 5 May 2020, duz068, <<https://doi.org/10.1093/condor/duz068>>
- Szteren D, Naya D & Arim M. 2004.** Overlap between pinniped summer diet and artisanal fishery catches in Uruguay. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*. 3. <[10.5597/lajam00057](https://doi.org/10.5597/lajam00057)>
- Thompson D, Duck D, McConnell J & Garrett J. 1998.** Foraging behaviour and diet of lactating female southern sea lions (*Otaria flavescens*) in the Falkland Islands. *Journal of Zoology*, 246(2), 135–146. <[10.1111/j.1469-7998.1998.tb00142.x](https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1998.tb00142.x)>
- Thomsen P & Willersler E. 2015.** Environmental DNA an emerging tool in conservation for monitoring past and present biodiversity. *Biol Conserv* 183:4–18

- Tollit D, Steward M, Thompson P, Pierce G, Santos M & Hughes S. 1997.** Species and size differences in the digestion of otoliths and beaks: implications for estimates of pinniped diet composition. *Can J Fish Aquat Sci.* pp 105-119.
- Tollit D, Wong M, Winship A, Rosen R & Trites A. 2003.** Quantifying errors associated with using prey skeletal structures from fecal samples to determine the diet of Steller's sea lion (*Eumetopias jubatus*). *Marine mammal science*, Volume 19, Issue 4, Pp 724-744.
- Tombari A, Volpedo A & Echeverría D. 2005.** Desarrollo de la sagitta en juveniles y adultos de *Odontesthes argentinensis* (Valenciennes, 1835) y *O. bonariensis* (Valenciennes, 1835) de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural* 78: pp 623-633.
- Torres D. 2019.** Variación en la ocurrencia de las principales especies presas en la dieta del lobo marino fino (*Arctocephalus australis*) entre periodos pre y post el Niño 1997/98 en Punta San Juan–Ica. [Tesis de grado, Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann]
- Tovar H & Fuentes H. 1984.** Magnitud poblacional de lobos marinos en el litoral peruano en marzo 1984. Instituto del Mar del Perú, Inf. N° 88, 32 pp.
- Transviña L. 2014.** Preferencias en la distribución horizontal y vertical del calamar gigante, *Dosidicus gigas* (D'Orbigny, 1835) en la región central del golfo de California. [Tesis de grado, Instituto Politécnico Nacional].  
<<https://www.repositoriodigital.ipn.mx/bitstream/123456789/20169/1/trasvinaca1.pdf>>
- Trillmich F, Kooyman G, Majluf P & Sánchez-Grinan M. 1986.** Asistencia y comportamiento de buceo de los lobos marinos sudamericanos durante El Niño en 1983. En RL Gentry & GL Kooyman (Eds.), *Fur seals* (pp. 153-167). Princeton, Nueva Jersey: Universidad de Princeton. Pr.

- Trillmich F. 1996.** Parental Investment in Pinnipeds. Parental Care: Evolution, Mechanisms, and Adaptive Significance, 533–577. <10.1016/s0065-3454(08)60342-3>
- Trites A & Joy R. 2005.** Dietary analysis from fecal samples: How many scats are enough?. Marine Mammal Research Unit, Fisheries Centre, University of British Columbia, Hut B-3, 6248 Biological Sciences Road, Vancouver, British Columbia V6T 1Z4, Canada. *Journal of Mammalogy*, 86(4):704–712.
- Trites A, Pauly D & Christensen V. 1997.** Competition between fisheries and marine mammals for prey and primary production in the Pacific Ocean. *J. Northwest. Atl. Fish. Sci.* 22, 173–187.
- Trites A. 1997.** The role of pinnipeds in the ecosystem. In *Pinniped populations, eastern north Pacific: status, trends and issues* (Vol. 2110, pp. 31-39). A symposium of the 127th Annual Meeting of the American Fisheries Society.
- Vallejos A. 2010.** Dieta del lobo fino austral, *Arctocephalus australis* (Zimmermann, 1783), en Isla Guafo, Chile. Seminario de título, Departamento de Recursos Acuáticos, Universidad de los Lagos, Chile. 38 pp.
- Vásquez P. 1995.** Determinación de los hábitos alimentarios de *Arctocephalus australis* y *Otaria byronia* en Punta San Juan de Marcona, Ica, Perú. Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima.
- Vaz Ferreira R. 1982.** *Otaria flavescens* (SHAW), South American sea lion. p. 477-495, In: *Mammals of the seas: small cetaceans, seals, sirenians and otters*. FAO Fisheries Series 4(5): 1-531.
- Vaz-Ferreira R & Ponce de León A. 1984.** South american fur seal *Arctocephalus australis*, in Uruguay. In: CROXALL, J.P. y R.L. GENTRY (eds.), *Status, biology and ecology of fur*

- seals; Proceedings of an International Symposium and Workshop, Cambridge, England, 23-27 April, 1984. NOAA Technical Reports NMFS 51.
- Vaz-Ferreira R. 1986.** Aspectos eto-ecológicos, explotación y conservación de algunos Otariidos. In Reunión Iberoamericana de Zoología de Vertebrados (1a: 1977:[La] Rábida, ES) (No. 599.745. 1 VAZ).
- Volpedo A & Echeverría D. 2001.** Morfología y Morfometría de las sagittae de Sciaenidos marinos del norte de Perú. Boletín de la Sociedad de Biología.
- Volpedo A, Tombari A & Echeverría D. 2008.** Eco-morphological patterns of the sagitta of Antarctic fish. *Polar Biology*, 31(5), 635-640.
- Waite J, Trumble S, Burkanov V & Andrews R. 2012.** Resource partitioning by sympatric Steller sea lions and northern fur seals as revealed by biochemical dietary analyses and satellite telemetry. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 416, 41-54.
- Waits L & Paetkau D. 2005.** Noninvasive genetic sampling tools for wildlife biologists: a review of applications and recommendations for accurate data collection. *J Wildl Manage* 69:1419–1433
- Wan Q, Fang S, Chen G, Wang Z, Ding P, Zhu M, ... & Zhao Y. 2003.** Use of oligonucleotide fingerprinting and faecal DNA in identifying the distribution of the Chinese tiger (*Panthera tigris amoyensis* Hilzheimer). *Biodiversity & Conservation*, 12(8), 1641-1648.
- Wasser S, Houston C, Koehler G, Cadd G & Fain S. 1997.** Techniques for application of faecal DNA methods to fields studies of Ursids. *Molecular Ecology*, 6(11), 1091-1097.
- Winemiller K & Pianka E. 1990.** Organization in Natural Assemblages of Desert Lizards and Tropical Fishes. *Ecological Monographs*, 60(1), 27–55. <10.2307/1943025>

- Würsig B, Reeves R & Ortega-Ortiz J. 2002.** Global climate change and marine mammals. In Marine mammals (pp. 589-608). Springer, Boston, MA.
- Xavier J & Cherel Y. 2021.** Cephalopod Beak Guide For The Southern Ocean: an update on taxonomy. British Antarctic Survey, Cambridge, UK. 129pp.
- Young J, Hunt B, Cook T, Llopiz J, Hazen E, Pethybrigde H, Ceccarelli D, Lorrain A, Olson R, Allain V, Menkes C, Patterson T, Nicol S, Lehodey P, Kloser R, Arrizabalaga H & Choy C. 2015.** The trophodynamics of marine top predators: current knowledge, recent advances and challenges. Deep-Sea Research II 113:170–187.
- Zavalaga C, Paredes R & Arias-Schreiber M. 1998.** Dieta del lobo fino (*Arctocephalus australis*) y del lobo chusco (*Otaria byronia*) en la costa sur del Perú en febrero de 1998.