



UNIVERSIDAD DE CONCEPCION
Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas
Departamento de Oceanografía

INFORME FINAL

PROYECTO FIP 2012-15

**ROL ECOSISTEMICO DE SARDINA AUSTRAL E IMPACTO
DE SU EXPLOTACION SOBRE LA SUSTENTABILIDAD DE
OTRAS ESPECIES DE INTERES COMERCIAL**

REQUIRENTE : Fondo de Investigación Pesquera

OFERENTE : Universidad de Concepción

Concepción, 30 de Agosto de 2014

TITULO DEL PROYECTO : FIP 2012-15 ROL ECOSISTEMICO DE SARDINA AUSTRAL E IMPACTO DE SU EXPLOTACION EN LA SUSTENTABILIDAD DE OTRAS ESPECIES DE INTERES COMERCIAL

REQUIRENTE : Fondo de Investigación Pesquera

**UNIDAD EJECUTORA : Departamento de Oceanografía,
Universidad de Concepción**

DIRECTOR PROYECTO : Prof. Dr. Sergio Neira

Este documento debe citarse como:

Neira S, Arancibia H, Barros M, Castro L, Cubillos L, Niklitschek E, Alarcón R. 2014. Rol ecosistémico de sardina austral e impacto de su explotación en la sustentabilidad de otras especies de interés comercial. Informe Final Proyecto FIP 2012-15(agosto). Universidad de Concepción, 242 pp + Anexos.

Resumen Ejecutivo

Se presenta resultados del proyecto FIP 2012-15 “Rol ecosistémico de sardina austral e impacto de su explotación en la sustentabilidad de otras especies de interés comercial”, cumplido el plazo de ejecución. El proyecto fue asignado por la Subsecretaría de Pesca a la Universidad de Concepción mediante Decreto Exento N° 1435 del Ministerio de Economía, Fomento y Turismo del 31 de diciembre de 2012.

Con respecto al objetivo específico 1 “Revisar y sistematizar el conocimiento biológico y ecológico existente sobre sardina austral con énfasis en el rol trófico y la explotación sustentable de especies de bajo nivel trófico que están siendo explotadas”, la sistematización del conocimiento existente de sardina austral permite concluir que esta especie cumple un rol ecológico clave en el sistema del mar interior de Chiloé. Específicamente, sardina austral es presa significativa para especies recurso como merluza austral, merluza de cola y congrio dorado. Se considera que la información pesquera y ecológica para esta especie sin ser completa, es suficiente para avanzar en un marco conceptual que permita la exploración de herramientas (modelos monoespecíficos y multiespecíficos) que evalúen estrategias de explotación sustentable de esta especie en el contexto de su ecosistema. El desarrollo de estas herramientas se presenta en el objetivo específico 4 de este proyecto.

En el objetivo específico 2 “Revisar la información existente y determinar los patrones de distribución, composición y abundancia del plancton en la zona de estudio, e identificar las principales presas del plancton en la dieta de sardina austral”, se presenta i) análisis de contenidos gástricos en distintos periodos del año y diferentes zonas de la X y XI regiones desde el 2011 al 2013; ii) información histórica de la distribución del zooplancton más importante de la dieta de sardina austral a lo largo de la Patagonia chilena, iii) análisis de información sobre tramas tróficas y flujos de carbono de la zona nor-patagónica entre los niveles tróficos primarios hasta sardina austral; iv) estimación del nivel trófico de sardina austral mediante el uso de isótopos estables; y v) análisis comparativo de distribuciones de sardina austral mediante hidroacústica y de zooplancton. La estimación de dieta y posición trófica de sardina austral mediante contenido estomacal e isótopos indicó 8 ítems

zooplanctónicos y 9 ítems fitoplanctónicos en la dieta de sardina austral. En términos de importancia relativa, dominaron los grupos copépodos pequeños, diatomeas y chaetoceros. Sin embargo, en el año 2003 la diversidad de la dieta es relativamente más alta en otoño (8 ítems) que en invierno y verano (2 y 3 ítems, respectivamente). Se observó también un aumento en el tamaño de las presas desde verano (copépodos pequeños) a otoño (rango más amplio de tamaños) y finalmente invierno (mayores tamaños de eufáusidos y anfípodos). En la XI Región, se identificó sólo 3 ítems zooplanctónicos en los contenidos gástricos para el año 2013, a saber: copépodos pequeños, copépodos grandes e isópodos, siendo los primeros el ítem con mayor Índice de Importancia Relativa (IIR>95%). Al comparar las regiones X y XI, los copépodos pequeños dominaron en ambas regiones (IIR>95%), con eufáusidos como ítem secundario en la X región y anfípodos en la XI región. Los mapas de distribución de zooplancton desde cruceros hidroacústicos de verano de los años 2010 y 2011, muestran mayor número de estaciones con altas abundancias de copépodos grandes en la X región comparado con la XI región. Los eufáusidos presentaron concentraciones inferiores a las de copépodos en todas las zonas estudiadas, salvo una estación en la X región. En esta última región, las tramas tróficas y flujos de carbono muestran cambios estacionales en la estructura de la comunidad desde una basada en el anillo microbiano (invierno) a una trama clásica basada en diatomeas grandes (primavera). En la XI región la trama trófica está basada en pequeñas diatomeas y bacterias en ambas estaciones del año. La densidad relativa del meso-zooplancton estimada por métodos hidroacústicos en el mar interior de Chiloé fue notablemente heterogénea, destacándose cuatro zonas de alta concentración, a saber: Estero de Reloncaví, Seno de Reloncaví (costa noreste) y Golfo de Ancud (costas este y oeste), para luego disminuir notablemente hacia el sur de las Islas Desertores, e incrementándose nuevamente a la cuadra de Bahía Tic-Toc (43°37'S). La sobreposición espacial estimada de sardina austral y el meso-zooplancton alcanzó un 35%, indicando que factores distintos del alimento podrían explicar también la distribución de sardina austral.

Con respecto al objetivo específico 3 “Revisar la información existente y determinar la importancia relativa de sardina austral en la dieta de las principales especies de peces recursos en la zona de estudio”, se presenta resultados de la importancia de sardina austral

en los estómagos de merluza austral, merluza de cola y congrio dorado, los que fueron muestreados desde la captura de la flota artesanal que opera en el mar interior de la X Región. La importancia relativa de sardina austral en la dieta de estos tres predadores se cuantificó mediante i) análisis de contenido estomacal de peces muestreados entre abril de 2013 y febrero de 2014; y ii) análisis de isótopos en tejido de los mismos predadores obtenidos en invierno de 2013 y verano de 2014. La sardina austral es largamente la principal presa (en peso) en el contenido estomacal de merluza de cola, pero es presa secundaria en merluza austral y congrio dorado en el mar interior norte de Chiloé. El análisis de isótopos en los tejidos de los mismos predadores, indica que sardina austral sería una presa secundaria (<10%) en todos ellos. La discrepancia observada entre ambos métodos para el caso de merluza de cola puede deberse a las escalas espacio-temporales que cubre cada uno de ellos. En el caso del análisis de contenido estomacal la información es más instantánea, ya que indica lo que el predador ingirió en las últimas horas o días, probablemente en el área aledaña a su captura. Por otro lado, la técnica de isótopos entrega una integración de los ítems consumidos en un lapso de hasta tres meses antes del muestreo, período durante el cual el predador pudo recorrer varias zonas de alimentación. Para la zona del mar interior de Chiloé, se estimó que la sobreposición espacial de sardina austral con merluza austral y merluza de cola fue menor (26 y 27%, respectivamente) que la sobreposición de merluza de cola y merluza austral (72%).

Para dar cuenta del objetivo específico 4 “Proponer criterios de explotación sustentable de sardina austral en un contexto multiespecífico”, se modeló la trama trófica en la cual interviene sardina austral y se analizó estrategias de explotación sustentables para este recurso considerando el rol ecosistémico que cumple en el área de estudio. La sardina austral constituye un stock de nivel trófico ligeramente mayor que otros clupeiformes, al predear mayormente sobre zooplancton. Al mismo tiempo esta especie es parte de la dieta de otros componentes carnívoros del ecosistema (peces, mamíferos, aves, etc.). Los cambios en la biomasa de sardina austral generan un efecto negativo directo en depredadores como merluza austral y congrio dorado, y un efecto positivo indirecto en predadores como merluza de cola y competidores como “otros peces pelágicos”. Se integró esta información multiespecífica en un modelo de evaluación monoespecífico para sardina

austral que indicó que el actual proxy utilizado para el manejo, esto es, que el rendimiento máximo sostenido podría lograrse al 60% de la biomasa desovante de sardina austral no explotada, parece ser agresivo para la dinámica de estestock. Aunque los puntos biológicos de referencia F60% y F55% permiten un aumento de la biomasa de sardina austral, desde el punto de vista del desempeño del modelo mono-específico se concluye que dichos puntos biológicos de referencia no son muy adecuados. Se recomienda considerar un proxy de al menos 66% ó 70% de la biomasa desovante en el máximo rendimiento sostenido del stock de sardina austral.

Entonces, sardina austral juega un rol importante como predador planctófago (objetivo específico 2) y también como presa para predadores que son recursos pesqueros que requieren pronta recuperación de sus stocks (objetivo específico 3). Además, la sardina austral sustenta el desembarque de la pesquería pelágica en la X región, de la que depende la flota cerquera artesanal. Con esto se concluye que la sardina austral cumple un rol ecosistémico clave como predador y como presa de otros recursos pesqueros y, por lo tanto, se debe tener consideraciones especiales para su explotación sustentable. En particular, como se demuestra en el objetivo específico 4, los actuales puntos biológicos de referencia objetivo en la pesquería de sardina austral podrían ser poco precautorios, lo que atentaría contra la sustentabilidad de esta pesquería y de otras basadas en peces predadores (principalmente merluza de cola, merluza austral y congrio dorado).

Abstract

This document presents the final reports for the Project FIP 2012-15 “Ecosystem role of *Sprattus fuegensis* and impacts of its exploitation on the sustainability of other fishery resources”. The Chilean Undersecretary of Fisheries and Aquaculture granted the Project to Universidad de Concepción by Decreto Exento N° 1435 del Ministerio de Economía, Fomento y Turismo dated on December 31st of 2012.

Regarding the first objective “To review and synthesize the current biological and ecological knowledge on *S. fuegensis*, with emphasis on the trophic role and the sustainable exploitation of low trophic level species”, the available information allows to conclude that *S. fuegensis* plays a key ecological role in the inner sea of Chiloé by being a significant prey for hoki (*Macruronus magellanicus*) and secondary prey for southern hake (*Merluccius australis*) and kingklip (*Genypterus blacodes*). Even though fishery and ecological information for this species is still incomplete, it is possible to develop a conceptual framework that allow exploring tools (single-species and multispecies models) to assess sustainable exploitation strategies in the ecosystem context. These tools are introduced in the specific objective 4 (see below).

In the specific objective 2 “To review available information and to determine plankton distribution, composition and abundance in the study area, and to identify the main plankton prey in the diet of *S. fuegensis*”, we present i) an analysis of gut content in several periods of the year and different zones in the X and XI Chilean administrative zones or regions from year 2011 to 2013; ii) historical information on the distribution of the main plankton prey of *S. fuegensis* in Chilean Patagonia, iii) an analysis of food web and carbon flows in northern Chilean Patagonia from primary trophic levels up to *S. fuegensis*; iv) an estimation of *S. fuegensis* trophic level based on stable isotopes; v) a comparative analysis of *S. fuegensis* and zooplankton distribution using acoustic data. The diet and trophic position of *S. fuegensis* (by gut content and isotopes) indicated 8 zooplankton and 9 phytoplankton items in the diet. Small copepods, diatoms and chaetoceros dominated in relative importance. However, in 2003 the diversity of the diet was relatively higher in fall (8 items) compared to winter and summer (2 and 3 items, respectively). We observed an

increase in the size of prey from summer (small copepods) to fall (wider range of prey size) and winter (bigger size with eufausiids and amphipods). In the XI Region, we identified only 3 zooplankton items in the gut contents for 2013: small copepods, large copepods and isopods, with small copepods showing the highest Relative Importance Index (RII>95%). Small copepods dominated in both regions (X and XI) with RII>95%, with eufausiids as secondary item in the X region and amphipods in the XI region. Zooplankton maps (data from acoustic surveys conducted in summer of years 2010 and 2011) showed higher number of stations with high abundance of large copepods in the X region compared to the XI region. Eufausiids exhibited low concentration compared to copepods in all zones, but one station in the X region. In this region food webs and carbon flows had seasonal changes in the community from one based in the microbial loop (winter) to a rather classic food web based in diatoms (spring). In the XI region the food web was based in small diatoms and bacteria in both seasons of the year. The relative density of meso-zooplankton estimated by acoustic methods in the inner sea of Chiloé was highly heterogeneous, with four areas of high concentration: Estero de Reloncaví, Seno de Reloncaví (northeast coast) and Golfo de Ancud (east and west coasts), from there the abundance declines notoriously towards the south of Desertores islands, and increasing again near Tic-Toc Bay (43°37'S). The spatial overlap estimated for *S. fuegensis* and meso-zooplankton was 35%, indicating that other factors different from food may be explaining the distribution of *S. fuegensis* in the study area.

Regarding the specific objective 3 “To review the available information and to determine the relative importance of *S. fuegensis* in the diet of the main fish resources in the study area”, we present results of stomach content analysis conducted for southern hake, hoki and kingclip from samples collected by the artisanal fleet operating in the inner sea of the X region. The relative importance of *S. fuegensis* in the diet of these three predators was quantified by i) stomach content analysis of fish sampled between April 2013 and February 2014; and ii) the analysis of isotopes in the tissues of the same predators from samples collected in winter 2013 and summer 2014. Stomach content analysis indicated that *S. fuegensis* was the main prey (in weight) for hoki, and represented a secondary prey for southern hake and kingclip in the inner sea of Chiloé. The analysis of isotopes from tissues

of the same predators indicated that *S. fuegensis* is a secondary prey (<10%). There is a discrepancy in the results of the two methods regarding the importance of *S. fuegensis* as prey for hoki. This could be explained by the spatial and temporal scales covered by each method. In the case of the stomach content analysis the information is rather instantaneous, since it indicates the food consumed by the predator in the last hours to days, probably in the same area where the fish is caught. On the other hand, the isotopes indicate items consumed in a period up to three months before the sample is taken, and during this time the predator could have visited several feeding areas. In the inner sea of Chiloé, the estimated spatial overlap of *S. fuegensis* with southern hake and hoki was lower (26 y 27%, respectively) than the overlap of southern hake and hoki (72%).

To fulfil specific objective 4 “To propose criteria for the sustainable exploitation of *S. fuegensis* in a multispecies context”, we modelled the foodweb in which *S. fuegensis* interacts and analysed sustainable exploitation strategies for this resource considering its ecosystem role in the study area. *S. fuegensis* is a stock with a slightly higher trophic level compared to other clupeid fish, since it feeds mostly on zooplankton, and it is a significant prey for many carnivores in the ecosystem (fish, mammals and birds). Changes in the biomass of *S. fuegensis* had a direct negative effect on the biomass of predators such as southern hake and kingklip, and indirect positive effect on the biomass of hoki and competitors such as “other pelagic fish”. The proxy currently used for the management of *S. fuegensis*, i.e., the Maximum Sustainable Yield (MSY) could be reached with a reduction of 60% of the unexploited spawning biomass, seemed aggressive for the dynamics of this stock. Simulations indicate that F60% and F55% allowed an increase of *S. fuegensis* biomass in a multispecies context. However, the performance of the single-species model lead to conclude that the above biological reference points are not fully appropriate. A Proxy of 66% or 70% reduction of the spawning biomass is recommended.

In summary, *S. fuegensis* plays an important role as planktonic predator (specific objective 2) and also as prey for predators that are also fishery resources that require recovery actions for their stocks (specific objective 3). Besides, *S. fuegensis* sustains the most of the pelagic landings in the X region, on which the artisanal purse seine fleets depends. With these, we

conclude that *S. fuegensis* plays a key ecosystem role as predator and prey and, therefore, special considerations should be taken regarding its sustainable exploitation. In particular, as shown in specific objective 4, current biological reference points in the fishery of *S. fuegensis* could not be precautionary. This could risk the sustainability of this fishery and also those targeting predatory fish such hoki, southern hake and kingklip.

Contenido

	Pág.
Resumen Ejecutivo.....	i
Abstract	v
Lista de Figuras.....	xi
Lista de Tablas.....	xx
1. Introducción	24
2. Objetivos del proyecto según bases técnicas.....	28
2.1. Objetivo General.....	28
2.2. Objetivos Específicos	28
3. Informe final por objetivo específico	29
3.1. Objetivo Específico 1	30
3.1.1. Antecedentes generales	32
3.1.2. Metodología	32
3.1.3. Resultados	33
3.2. Objetivo Específico 2	65
3.2.1. Antecedentes	65
3.2.2. Actividad 1: Ítems más importantes en la dieta de <i>S. fuegensis</i> a partir del análisis gástrico de muestras obtenidas en aguas interiores de la X a XII regiones	67
3.2.3. Actividad 2: Distribución del zooplancton más importante de la dieta de <i>S. fuegensis</i> en fiordos y canales de la Patagonia chilena	82
3.2.4. Actividad 3: Información reportada de tramas tróficas y flujo de carbono desde productores primarios.....	87
3.2.5. Actividad 4: Estimación del nivel trófico de <i>S. fuegensis</i> mediante el uso de isótopos esta	96

3.2.7.	Análisis de distribución y abundancia de zooplancton y sardina austral en el verano 2010-2011	102
3.2.7.	Discusión	112
3.2.8.	Conclusiones Objetivo específico 2	113
3.3.	Objetivo Específico 3	115
3.3.1	Alimentación de predadores (peces) sobre sardina austral	115
3.3.2.	Importancia de sardina austral como presa mediante análisis de isótopos estables.....	134
3.3.3.	Distribución y abundancia de los principales predadores de sardina austral en la zona de estudio	156
3.4	Objetivo Específico 4	174
3.4.1.	Parte A. Aproximación ecotrófica Multiespecífica.....	175
3.4.2.	Parte B. Evaluación de la estrategia de manejo de sardina austral en un contexto multiespecífico	188
4.	Reuniones y Talleres de Trabajo	222
5.	Material visual y documentos científicos	228
6.	Referencias Bibliográficas	229
7.	Anexo personal participante por actividad	242

Lista de Figuras

	Pág.
Figura 1.1. Captura, cuota y saldo de captura por recurso en la pesquería de sardina austral en aguas interiores (tomado de Aranís et al., 2012).	34
Figura 1.2. Evolución del desembarque total de la flota artesanal de cerco y participación por especie en la X Región en el período 2005-2012 (tomado de Aranís et al., 2012).	35
Figura 1.3. Captura, esfuerzo y rendimientos de pesca de la flota artesanal de cerco en la X Región, según año, semestre y mes, 2005-2012 (Fuente: Aranís et al., 2012).	37
Figura 1.4. Composición de especies en los desembarques pesquería pelágica artesanal mar interior X región, período 2006-2011 y 2012 (a junio). (Tomado de Aranís et al., 2012).	39
Figura 1.5. Zona de operación de la flota artesanal de cerco en aguas interiores de la X Región (tomado de Aranís et al., 2012). Izquierda, en el recuadro de la derecha se muestra la zona de pesca de todas las especies de sardinas que captura la flota artesanal del Sur de Chile.	40
Figura 1.6. Distribución espacial de la captura de sardina austral del mar interior de la X y XI Regiones, años 2006-2013. (Fuente: Aranís et al., 2012).	41
Figura 1.7. Áreas de estudio para la XI región. H) Canal de Moraleda; I) Canal Puyuhuapi; J) Fiordo Aysén, Fiordo Quitralco y Fiordo Cupquelan; y L) zona fiordos y canales occidentales. Áreas exploratorias: G) Sector Melinka; y K) fiordos y canales del sector sur de la XI Región (Cubillos et al., 2011).	42
Figura 1.8. Sardina austral <i>Sprattus fuegensis</i> (Jenyns, 1848). Tomada de Whitehead (1985).	44
Figura 1.9. Tallas quincenales de abril 2013 (A) y cambio mensual promedio del IGS de la sardina austral de la zona del mar interior de Chiloé para el período 2005-2011 (B), donde también se presenta comparativamente los años 2012 y 2013 (tomado de Aranís et al., 2012).	47

Figura 1.10. Porcentaje de hembras maduras (observación macroscópica) de sardina austral del mar interior de Chiloé obtenida mediante técnicas microscópicas, período 2006 a 2012. PHA=proporción de hembras activas (tomado de Aranís et al., 2012).	48
Figura 1.11. Porcentaje de hembras de sardina austral mensual y por estrato de talla 2010-2012 (tomado de Aranís et al., 2012).	49
Figura 1.12. Diagrama cualitativo de las principales interacciones predador presa de sardina austral (Fuente: Zuleta y Rubilar, 2010).	52
Figura 1.13. Distribución de frecuencias de longitudes anual-mensual en las capturas de sardina austral período 2006-2013. (Fuente Aranís et al., 2012).	57
Figura 1.14. Balance entre captura e impacto en el ecosistema a medida que se sobreexplota una especie de nivel trófico bajo. La captura (azul) se muestra como una proporción del rendimiento máximo sostenido (MSY). El Impacto ecológico (gris) se mide como la proporción de otros grupos ecológicos cuya biomasa varía en más de 40%. Las zonas sombreadas corresponden a +/-1.95 desviaciones estándar. Los resultados son para todos los ecosistemas, modelos y especies de nivel trófico bajo consideradas en Smith et al. (2011).	61
Figura 2.1. Mapas de distribución de adultos de <i>Sprattus fuegensis</i> (años 2011 al 2013) de las regiones X y XI. Simbología: triángulo = año 2011, cuadrado= año 2012 y círculo = año 2013.	68
Figura 2.2. Índices de frecuencia (%F); abundancia (%N) e Importancia Relativa (%IIR%) de los ítems zooplanctónicos identificados en contenidos gástricos de <i>Sprattus fuegensis</i> colectados en la X región entre 2011-2013. Panel derecho muestra separadamente el %IIR de cada ítem.	73
Figura 2.3. Índices de frecuencia (%F); abundancia (%N) e Importancia Relativa (%IIR%) de los ítems fitoplanctónicos identificados en contenidos gástricos de <i>Sprattus fuegensis</i> colectados en la X región entre 2011-2013. Panel derecho muestra separadamente el %IIR de cada ítem.	74
Figura 2.4. Índices de Importancia Relativa (%IIR%) de los ítems zooplanctónicos identificados en contenidos gástricos de <i>Sprattus fuegensis</i> colectados en la zona costera continental (panel izquierdo) y	

	zona costera de Chiloé (panel derecho) en la X Región durante el 2013.	75
Figura 2.5.	Índices de frecuencia (%F), abundancia (%N) e Importancia Relativa (%IIR%) de los ítems fitoplanctónicos identificados en contenidos gástricos de <i>Sprattus fuegensis</i> colectados en la zona costera continental (panel superior izquierdo) y zona costera de Chiloé (panel inferior izquierdo), en la X Región el 2013. Paneles derechos muestran separadamente el %IIR en cada zona.	76
Figura 2.6.	Índices de frecuencia (%F); abundancia (%N) e Importancia Relativa (%IIR%) de los ítems zooplanctónicos identificados en contenidos gástricos de <i>Sprattus fuegensis</i> colectados en la XI Región entre 2011-2013. Panel derecho muestra separadamente el %IIR de cada ítem.	79
Figura 2.7.	Distribución y abundancia de copépodos A) chicos (< 1mm), B) copépodos grandes (>1mm), C) copépodos totales, y D) eufáusidos totales en el estrato (0-50m) durante diciembre 2010 a enero 2011, X-XI Regiones (Cruceros Hidroacústicos)	84
Figura 2.8.	Distribución de copépodos totales y eufáusidos totales, colectados en primavera durante los cruceros CIMAR Fiordos 11-16. Nota: esta figura representa combinación de la data de los 5 cruceros.	86
Figura 2.9.	Composición trófica del contenido estomacal de sardina austral en distintos periodos del año en la zona aguas interiores, Región de Los Lagos, 2011. Métodos numérico y gravimétrico: (A) otoño, (B) invierno y (C) primavera (tomado de Aranís et al., 2012).	92
Figura 2.10.	Flujo de carbono en la trama trófica del Fiordo del Reloncaví en invierno y primavera (tomado de González et al., 2010).	93
Figura 2.11.	Flujos de carbono y tramas tróficas en la zona de Aysén en invierno y primavera (tomado de González et al., 2011).	94
Figura 2.12.	Flujo de carbono y trama trófica pelágica en la zona del Baker, durante primavera (tomado de González et al., 2013).	95
Figura 2.13.	Valores de $\delta^{15}\text{N}$ de <i>Sprattus fuegensis</i> de distintas tallas durante el año 2013, X y XI Regiones.	100
Figura 2.14.	Boxplot (mediana, desviación estándar, max y min) de valores de $\delta^{15}\text{N}$ de <i>S. fuegensis</i> de distinta talla por zonas. Nomenclatura: A: costa	

continental; B: costa Chiloé; C: exterior XI Región; D: intermedio XI Región.	101
Figura 2.15. Rutas de observación hidro-acústica y deciles de los coeficientes de retrodispersión acústica por unidad de área (s_A) atribuible a sardina austral en tres cruceros hidroacústicos, efectuados en abril-mayo 2008, diciembre 2009 y enero 2010. Frecuencia ecointegrada: 120 kHz. Criterio discriminante $\Delta_{120-38\text{ kHz}} > 10\text{ dB}$.	107
Figura 2.16. Valores esperados de densidad relativa (coeficiente de retrodispersión acústica por unidad de área náutica, s_A) atribuible a zooplankton en tres cruceros hidroacústicos, efectuados en abril-mayo 2008, diciembre 2009, y enero 2010.	108
Figura 2.17. Rutas de observación hidro-acústica y deciles de los coeficientes de retrodispersión acústica por unidad de área (s_A) atribuible a sardina austral en tres cruceros hidroacústicos efectuados en abril-mayo 2008, diciembre 2009 y enero 2010. Frecuencia ecointegrada: 38 kHz.	109
Figura 2.18. Valores esperados de densidad relativa (coeficiente de retrodispersión acústica por unidad de área náutica, s_A) atribuible a sardina austral en tres cruceros hidroacústicos, efectuados en abril-mayo 2008, diciembre 2009, y enero 2010.	110
Figura 2.19. Índice de sobre-posición de Renkonen (1938) para zooplancton y sardina austral, calculado a partir de las densidades corregidas e interpoladas de ambos grupos con información hidroacústica generada en los cruceros de abril-mayo 2008, diciembre 2009 y enero 2010.	111
Figura 3.1. Distribución de frecuencias de tamaño de merluza austral muestreadas para obtención de estómagos con contenido (gris; n=343) y sin contenido (blanco; n=621); n total=964 estómagos analizados.	121
Figura 3.2. Espectro trófico (porcentaje en peso) de juveniles (arriba) y adultos de merluza austral (abajo) en otoño, invierno y primavera 2013, y verano 2014	122
Figura 3.3. Distribución de frecuencias de tamaño de merluza austral muestreadas para obtención de estómagos con contenido (gris; n=142) y sin contenido (blanco; n=395); n total=437 estómagos analizados.	123

Figura 3.4.	Espectro trófico (porcentaje en peso) de juveniles (arriba) y adultos de merluza de cola (abajo) en otoño, invierno y primavera 2013, y verano 2014.	124
Figura 3.5.	Distribución de frecuencias de tamaño de congrio dorado muestreadas para obtención de estómagos con contenido (gris; n=228) y sin contenido (blanco; n=689); n total=917 estómagos analizados.	125
Figura 3.6.	Espectro trófico (porcentaje en peso) de juveniles (arriba) y adultos de congrio dorado (abajo) en otoño, invierno y primavera 2013, y verano 2014.	127
Figura 3.7.	Distribución de frecuencias del índice de selectividad de presas de Ursin en merluza austral (n=387) del mar interior norte de Chiloé.	128
Figura 3.8.	Distribución de frecuencias del índice de selectividad de presas de Ursin en merluza de cola (n=135) del mar interior norte de Chiloé.	129
Figura 3.9.	Distribución de frecuencias del índice de selectividad de presas de Ursin en congrio dorado (n=114) del mar interior norte de Chiloé.	130
Figura 3.10	Composición isotópica media de presas potenciales (símbolos y barras de error) en individuos adultos (>65 cm) de congrio dorado capturados en el área de estudio, en invierno y verano de 2013. Especies mesopelágicas incluyen Myctophiformes y Stomiiformes. Recuadros indican la proporción media de estas mismas presas en la dieta de los individuos representados en el diagrama.	146
Figura 3.11.	Composición isotópica media de presas potenciales (símbolos y barras de error) en individuos juveniles (<65 cm) de congrio dorado capturados en el área de estudio, en invierno y verano de 2013. Especies mesopelágicas incluyen Myctophiformes y Stomiiformes. Recuadros indican la proporción media de estas mismas presas en la dieta de los individuos representados en el diagrama.	147
Figura 3.12.	Composición isotópica media de presas potenciales (símbolos y barras de error) en individuos adultos (>65 cm) de merluza austral capturados en el área de estudio, en invierno y verano de 2013. Recuadros indican la proporción media de estas mismas presas en la dieta de los individuos representados en el diagrama.	148
Figura 3.13.	Composición isotópica media de presas potenciales (símbolos y barras de error) en individuos juveniles (<65 cm) de merluza austral	

- capturados en el área de estudio, en invierno y verano de 2013. Recuadros indican la proporción media de estas mismas presas en la dieta de los individuos representados en el diagrama. 149
- Figura 3.14. Composición isotópica media de presas potenciales (símbolos y barras de error) en individuos adultos (>55 cm) de merluza de cola capturados en el área de estudio, en invierno y verano de 2013. Especies mesopelágicas incluyen Myctophiformes y Stomiiformes. Recuadros indican la proporción media de estas mismas presas en la dieta de los individuos representados en el diagrama. 150
- Figura 3.15. Composición isotópica media de presas potenciales (símbolos y barras de error) en individuos juveniles (<55 cm) de merluza de cola capturados en el área de estudio, en invierno y verano de 2013. Especies mesopelágicas incluyen Myctophiformes y Stomiiformes. Recuadros indican la proporción media de estas mismas presas en la dieta de los individuos representados en el diagrama. 151
- Figura 3.16. Valores esperados de densidad relativa de sardina austral calculados a partir de la interpolación de los datos del coeficiente de retrodispersión acústica por unidad de área (s_A) atribuido a sardina austral en el área de estudio. Análisis combinado de tres cruceros hidroacústicos efectuados en abril-mayo 2008, diciembre 2009 y enero 2010. Fuente: datos acústicos y biológicos de tres cruceros hidroacústicos orientados a evaluar la distribución y abundancia de sardina austral en el área de estudio (Niklitschek et al., 2009; Cubillos et al., 2012). 160
- Figura 3.17. Rutas de observación y deciles de los coeficientes de retrodispersión acústica por unidad de área (s_A) atribuidos a merluza de cola en cuatro cruceros hidroacústicos, efectuados en febrero 2003, septiembre 2003, septiembre 2009 y marzo-abril 2011. 161
- Figura 3.18. Rutas de navegación y deciles de los coeficientes de retrodispersión acústica por unidad de área (s_A) atribuidos a merluza austral de los cuatro cruceros hidroacústicos efectuados en febrero 2003, septiembre 2003, septiembre 2009 y marzo-abril 2011. 162
- Figura 3.19. Valores esperados de la interpolación geo-estadística del coeficiente de retrodispersión acústica por unidad de área (s_A) atribuido a merluza de cola al combinar los cruceros hidroacústicos de febrero 2003, septiembre 2003, septiembre 2009 y marzo-abril 2011. 163

Figura 3.20. Valores esperados de la interpolación geo-estadística del coeficiente de retrodispersión acústica por unidad de área (s_A) atribuido a merluza austral al combinar los cruceros hidroacústicos de febrero 2003, septiembre 2003, septiembre 2009 y marzo-abril 2011.	164
Figura 3.21. Valores interpolados del índice de sobreposición de Renkonen (1938), calculado a partir de los coeficientes de retrodispersión acústica por unidad de área (s_A) atribuido a sardina austral y merluza austral.	166
Figura 3.22. Valores interpolados del índice de sobreposición de Renkonen (1938), calculado a partir de los coeficiente de retrodispersión acústica por unidad de área (s_A) atribuido a sardina austral y merluza de cola.	167
Figura 3.23. Valores interpolados del índice de sobreposición de Renkonen (1938), calculado a partir de los coeficiente de retrodispersión acústica por unidad de área (s_A) atribuido a merluza de cola y merluza austral.	168
Figura 3.24. Distribución de los lances de pesca de sardina austral (puntos rojos) entre 2005 y 2012 en la X Región.	171
Figura 3.25. Distribución espacial de la captura de sardina austral en la X Región en el año 2009 (izquierda) y 2010 (derecha).	172
Figura 4.1. Diagrama de flujo para la trama trófica en la que participa sardina austral en la zona del mar interior X a XI Regiones. Los grupos funcionales se muestran alineados de acuerdo a su nivel trófico.	184
Figura 4.2. Diagramas de flujo mostrando las interacciones tróficas de sardina austral como predador (a) y como presa (b). Se incluye al grupo funcional otros pelágicos de tamaño pequeño (sardina común y anchoveta) para fines comparativos.	185
Figura 4.3. Ajuste del modelo del modelo Ecosim a series de tiempo de biomasa (panel derecho) y captura (panel izquierdo) de sardina austral.	186
Figura 4.4. Análisis de equilibrio resultante de aplicar distintos niveles de mortalidad por pesca en sardina austral y su efecto en la biomas del mismo grupo y sus predadores y/o competidores principales, así como en la captura total del sistema.	187
Figura 4.5. Diagrama de los pasos a utilizar en la evaluación de estrategias de explotación sustentables de sardina austral. ECOSIM genera trayectorias de biomasa de sardina austral en función de su rol trófico,	

de los predadores y su tasa de depredación, lo que permite implementar un modelo de dinámica que permitirá evaluar el sistema de soporte actual para el manejo.	189
Figura 4.6. Cambios en la biomasa total (relativa) del stock de sardina austral en el periodo 2005-2013 y proyecciones a 10 años en función de 4 escenarios de mortalidad por pesca ($F=0$, $F60\%=0.326$, $F55\%=0.4$ y $F=1$) con ECOSIM.	205
Figura 4.7. Cambios en el reclutamiento (número de edad 0) del stock de sardina austral en el periodo 2005-2013 según diferentes escenarios (ver texto) para la incertidumbre estructural de su dinámica poblacional.	208
Figura 4.8. Cambios en la tasa de mortalidad por pesca sobre el stock de sardina austral en el periodo 2005-2013 según diferentes escenarios (ver texto) para la incertidumbre estructural de su dinámica poblacional.	209
Figura 4.9. Cambios en la razón del potencial reproductivo del stock de sardina austral en el periodo 2005-2013 según diferentes escenarios (ver texto) para la incertidumbre estructural de su dinámica poblacional.	210
Figura 4.10. Proyecciones de la biomasa desovante del modelo operativo de sardina austral según las estimaciones de capturas biológicamente aceptables calculadas por el estimador de IFOP con $F60\%=0.326$ y $F55\%=0.4$, sin error de observación (A1 y B1) y con error de observación (A2 y B2) en los datos que lo alimentan. El caso A se refiere a la dinámica del stock con relación S-R de Beverton y Holt y el caso B con relación S-R de Ricker.	211
Figura 4.11. Razón entre la biomasa desovante proyectada de sardina austral y su biomasa desovante del 2013 (SSB_t/SSB_{2013}) del modelo operativo de sardina austral según las estimaciones de captura biológicamente aceptables calculadas por el estimador de IFOP con $F60\%=0.326$ y $F55\%=0.4$, sin error de observación (A1 y B1) y con error de observación (A2 y B2) en los datos que lo alimentan. El caso A se refiere a la dinámica con relación S-R de Beverton y Holt y el caso B con relación S-R de Ricker.	212
Figura 4.12. Razón entre la biomasa desovante proyectada y la biomasa desovante no explotada (SSB_t/SSB_0) del modelo operativo de sardina austral según las estimaciones de captura biológicamente aceptables calculadas por el estimador de IFOP con $F60\%$ y $F55\%$, sin error de	

- observación (A1 y B1) y con error de observación (A2 y B2) en los datos que lo alimentan. El caso A se refiere a la dinámica con relación S-R de Beverton y Holt y el caso B con relación S-R de Ricker. 213
- Figura 4.13. Capturas biológicamente aceptables calculadas por el estimador de IFOP según $F_{60\%}=0.326$ y $F_{55\%}=0.4$, sin error de observación (A1 y B1) y con error de observación (A2 y B2) en los datos que lo alimentan. El caso A se refiere a la dinámica con relación S-R de Beverton y Holt y el caso B con relación S-R de Ricker. 214
- Figura 4.15. Proyecciones de la biomasa desovante del modelo operativo de sardina austral según las estimaciones de captura biológicamente aceptables calculadas por el estimador de IFOP con $F_{60\%}=0.326$ y $F_{55\%}=0.4$, sin error de observación (C1 y D1) y con error de observación (C2 y D2) en los datos que lo alimentan. El caso C se refiere a la dinámica con relación S-R de Beverton y Holt y el caso D con relación S-R de Ricker, ambos con mortalidad natural edad-dependiente. 216
- Figura 4.16. Razón entre la biomasa desovante proyectada y la biomasa desovante no explotada (SSB_t/SSB_0) del modelo operativo de sardina austral según las estimaciones de captura biológicamente aceptables calculadas por el estimador de IFOP con $F_{60\%}$ y $F_{55\%}$, sin error de observación (C1 y D1) y con error de observación (C2 y D2) en los datos que lo alimentan. El caso C se refiere a la dinámica con relación S-R de Beverton y Holt y el caso D con relación S-R de Ricker, ambos con mortalidad natural edad-dependiente. 217
- Figura 4.17. Capturas biológicamente aceptables calculadas por el estimador de IFOP con $F_{60\%}=0.326$ y $F_{55\%}=0.4$, sin error de observación (C1 y D1) y con error de observación (C2 y D2) en los datos que lo alimentan. El caso C se refiere a la dinámica con relación S-R de Beverton y Holt y el caso D acon relación S-R de Ricker, ambos con mortalidad natural edad-dependiente. 218

Lista de Tablas

	Pág.
Tabla 1.1. Parámetros de crecimiento en longitud de sardina austral en diferentes localidades.	50
Tabla 1.2. Parámetros de crecimiento ajustados a los datos de frecuencia de tallas e índice de desempeño de crecimiento de sardina austral en la flota artesanal aguas interiores X región, año 2011, estimados mediante el método ELEFAN (Fuente: Aranís et al., 2012).	51
Tabla 1.3. Densidad promedio (D) y biomasa asociados a la estimación de biomasa por Bootstrap en la Región de Los Lagos y Región de Aysén (Cubillos et al., 2011).	53
Tabla 1.4. Densidad promedio (D) y abundancia asociados a la estimación de abundancia por Bootstrap en la Región de Los Lagos y Región de Aysén (Cubillos et al., 2011).	54
Tabla 1.5. Pescas de investigación desarrolladas en la X y XI Región.	54
Tabla 2.1. Número de individuos de <i>Sprattus fuegensis</i> analizados por año, región y zona. Para cada zona se presenta entre paréntesis el número de estómagos con contenidos gástricos identificables (estados I y II).	69
Tabla 2.2. Número de individuos analizados por año, clasificando sus contenidos gástricos por estado de digestión (I = buen estado; II = semidigerido; III = digerido).	70
Tabla 2.3. Número de individuos totales colectados el año 2013, número de estómagos con zooplancton reconocible y con fitoplancton, clasificados por estación del año, zona y región.	71
Tabla 2.4. Índices de Frecuencia (%F), abundancia (%N) e importancia relativa (%IIR) para ítems zooplactónicos presentes en los contenido gástricos analizados durante los años 2011 al 2013, en la X y XI Regiones.	72
Tabla 2.5. Índices para los ítems fitoplanctónicos en contenidos gástricos de individuos provenientes de la X Región. Nomenclatura: Cosci= Coscinodiscus; pseudo= Pseudonitchia; rhizos= Rhizosolenia; chae=	

	Chaetoceros; cen= Céntricas; penn= Pennadas; aste= Asterionellopsis; thal= Thalassiosira y ske= Skeletonema.	74
Tabla 2.6.	Indices de Frecuencia (%F), abundancia (%N) e importancia relativa (%IIR) para ítems zooplactónicos presentes en contenidos gástricos de sardina austral provenientes de individuos de la zona costera de Chiloé durante los meses de verano, otoño e invierno del año 2013. Número de individuos analizados por zona se presentan en la Tabla 2.3.	78
Tabla 2.7.	Indices de Frecuencia (%F), abundancia numérica (%N) e importancia relativa (%IIR) para ítems zooplactónicos presentes en la zona Costera de Chiloé durante el año 2011. Data extraída de Tablas 15 y 16 de Aranís et al. (2012).	81
Tabla 2.8.	Indices de abundancia numérica (%N) para ítems zooplactónicos presentes en la zona costera de Chiloé durante los meses de otoño, invierno y primavera del 2011 (data de Aranís et al., 2012) y de otoño, invierno y verano del año 2013 (presente estudio).	82
Tabla 2.9.	Valores promedio de $\delta^{15}\text{N}$ (desviación estándar: SD) y estimación del nivel trófico (NT), donde NT1= nivel trófico calculado con un $\lambda = 1$ y con $\delta^{15}\text{N}_{\text{base}} = 5.4$ correspondiente a fitoplancton (Hobson, 1992). NT2= nivel trófico calculado con valores de $\delta^{15}\text{N}_{\text{base}} = 10.9$ para la X Región y $\delta^{15}\text{N}_{\text{base}} = 11.4$ para la XI Región, que corresponden a los valores calculados en este estudio para copépodos provenientes de ambas regiones.	97
Tabla 2.10.	Valores promedios de $\delta^{15}\text{N}$ (desviación estándar: SD) y estimación del nivel trófico (TL) para el año 2013, donde TL 1= nivel trófico calculado con un λ igual a 1 y con valor de $\delta^{15}\text{N}_{\text{base}}$ de 5.4 correspondiente a fitoplancton (Hobson, 1992). TL 2= nivel trófico calculado con un λ igual a 2 (Post, 2002) y con valores de $\delta^{15}\text{N}_{\text{base}}$ de 10.9 para la X Región y 11.4 para la XI Región, estos valores corresponden a copépodos estimados en nuestro estudio.	98
Tabla 2.11.	Modelos lineales generalizados (GLM) para analizar el efecto de distintos factores en el NT de <i>Sprattus fuegensis</i> en este estudio. El mejor modelo corresponde a aquel con un menor AIC ($\partial^{15}\text{N}=\mu+\text{longitud}+\text{sector}$), que explica un 26.3% de la varianza de los datos.	99

Tabla 2.12.	Parámetros estimados de los modelos geoestadísticos ajustados para los datos de distribución y densidad condicional de mesozooplankton observados acústicamente en el mar interior de Chiloé. Datos combinados de abril-mayo 2008 y diciembre 2010-enero 2011. β_0 =media de la variable respuesta (retro-transformada). λ =parámetro de la transformación de Box-Cox.	105
Tabla 3.1.	Estadígrafos del índice de selectividad de presas de Ursin en merluza austral.	129
Tabla 3.2.	Estadígrafos del índice de selectividad de presas de Ursin en merluza de cola.	130
Tabla 3.3.	Estadígrafos del índice de selectividad de presas de Ursin en congrio dorado.	131
Tabla 3.4.	Número de lances, ejemplares y muestras (combinadas) analizadas por especie y clase de talla considerada para especies depredadoras del mar interior de Chiloé (Seno de Reloncaví-Golfo de Ancud).	137
Tabla 3.5.	Número de lances, ejemplares y muestras (combinadas) analizadas por especie y clase de talla considerada para potenciales presas de los principales depredadores del mar interior de Chiloé (Seno de Reloncaví-Golfo de Ancud).	138
Tabla 3.6.	Resultado de análisis isotópico de $\delta^{15}\text{N}$ y de $\delta^{13}\text{C}$ de los predadores congrio dorado <i>Genypterus blacodes</i> , merluza austral <i>Merluccius australis</i> y merluza de cola <i>Macruronus magellanicus</i> adultos y juveniles para las temporadas de invierno y verano de 2013.	141
Tabla 3.7.	Resultado de análisis isotópico de $\delta^{15}\text{N}$ y de $\delta^{13}\text{C}$ de las presas potenciales de los tres predadores para las temporadas de invierno y verano de 2013.	142
Tabla 3.8.	Proporciones estimadas por especie y clase de talla de presas de <i>Genypterus blacodes</i> para las temporadas de invierno y primavera de 2013. Los valores son expresados como promedios \pm error estándar.	143
Tabla 3.9.	Proporciones estimadas \pm error estándar por especie y clase de talla de presas de <i>Merluccius australis</i> para las temporadas de invierno y primavera de 2013.	144

Tabla 3.10.	Proporciones estimadas \pm error estándar por especie y clase de talla de presas de <i>Macruronus magellanicus</i> para las temporadas de invierno y primavera de 2013.	145
Tabla 3.11.	Evaluaciones hidroacústicas de merluza austral y merluza de cola en aguas interiores de las regiones de Aysén y Los Lagos financiadas por el Fondo de Investigación Pesquera. La última columna resume principales observaciones y uso de estas bases los fines del presente estudio.	158
Tabla 4.1.	Parámetros y resultados del modelo balanceado que representa la trama trófica que se desarrolla en el mar interior de la zona sur-austral de Chile. NT= Nivel trófico; B= biomasa; P/Q= razón producción biomasa; Q/B=razón consumo/biomasa; EE= eficiencia ecotrófica; P/Q=razón producción/consumo. Las biomasas está expresadas en $t \cdot km^2$ mientras que las razones en $año^{-1}$.	182
Tabla 4.2.	Composición de la dieta de los predadores incluidos en el modelo balanceado que representa la trama trófica que se desarrolla en el mar interior de la zona sur-austral de Chile.	183
Tabla 4.3.	Parámetros de historia de vida de sardina austral (Cerna et al., 2007; Leal et al., 2013).	195
Tabla 4.4.	Longitud media (L_j , cm), peso promedio (W_j , gr), patrón de explotación (s_j) y proporción de peces maduros (m_j) y mortalidad natural (M_j) por edad de sardina austral.	196
Tabla 4.5.	Escenarios de configuración de los procesos de mortalidad natural y reclutamiento utilizados para la sardina austral. Un signo + indica la configuración del modelo.	199
Tabla 4.6.	Configuración del modelo de evaluación anual de sardina austral en términos de la importancia de los datos que participan en las funciones de log-verosimilitud.	204
Tabla 4.7.	Probabilidad del estado de situación de sardina austral durante el período de proyección a 7 años (2014-2020) en función de los escenarios A y B y la estrategias de explotación.	215

1. Introducción

El objetivo general de este proyecto es determinar los criterios de sustentabilidad biológica de la sardina austral (*Sprattus fuegensis*) considerando su rol trófico en el ecosistema (predador y presa) y su importancia para otras especies que conforman la trama trófica en aguas interiores entre la X y XII Regiones, siendo algunas de interés comercial y/o de conservación.

Las pesquerías basadas en la explotación de peces pelágicos pequeños tales como anchovetas, sardinas y espadines representan las pesquerías más productivas del mundo, aunque también las más variables. La evaluación y manejo de los stocks de peces pelágicos pequeños son particularmente difíciles e inciertos debido a las características intrínsecas de estas especies, tales como ciclo de vida corto, comportamiento altamente gregario, rápida respuesta a señales ambientales y gran variabilidad en su mortalidad natural, lo que resulta en que estas poblaciones sean menos manejables a través de modelos de stock y supuestos tradicionales (Barange et al., 2008).

En algunos sistemas marinos donde los peces pelágicos pequeños son abundantes, tales como los sistemas desurgencias, estas especies ocurren en un nivel trófico crucial donde son dominantes por su alta biomasa. Sin embargo, estas poblaciones pueden variar drásticamente su tamaño bajo explotación intensa o debido a cambios ambientales.

En términos de su rol funcional, los pelágicos pequeños parecen ejercer un control por predación (*top-down*) sobre el zooplancton en las costas de Africa del Sur, Ghana, Japón y el Mar Negro, al mismo tiempo ejercerían un control como presas (*bottom-up*) en predadores tales como peces y aves marinas que habitan las corrientes de Benguela, Guinea y Humboldt (Cury et al., 2003). Por lo tanto, los peces pelágicos pequeños controlan la dinámica trófica de los sistemas de surgencias constituyendo poblaciones “cintura de avispa” por ubicarse en un nivel trófico medio. Debido a estola sobrepesca puede alterar la abundancia, composición y distribución en las comunidades pelágicas, e inducir cambios drásticos en la estructura y funcionamiento del ecosistema (Cury et al., 2003).

En Chile, las especies de pelágicos pequeños más estudiadas son las que habitan los sistemas de surgencias del norte y centro-sur, a saber, anchoveta (*Engraulis ringens*), sardina española (*Sardinops sagax*) y sardina común (*Strangomera bentincki*). En la zona sur austral de Chile habita otro pez pelágico pequeño mucho menos estudiado, conocido vernacularmente como sardina austral o sardina de los canales (*Sprattus fuegensis* Jenyns, 1842). Esta es una especie pelágica y planctófaga que habita en zonas costeras sur australes de Chile y Argentina, principalmente en los primeros 50 m de la columna de agua (Madirolas et al., 2000; Sabatini et al., 2001; Castillo, 2008; Aranís et al., 2006). Whitehead (1985), en su revisión mundial de sardinias y anchovetas, establece más precisamente que *S. fuegensis* se distribuye en el Océano Atlántico sur occidental con registros desde los 40°S hasta Tierra del Fuego, incluyendo las Islas Malvinas. Posteriormente, Aranís et al. (2006), Aranís et al. (2007), Niklitschek et al. (2009) y Cubillos et al. (2011) informan que la sardina austral se distribuye desde el mar interior de Chiloé hasta los canales y fiordos de la Región de Aysén, donde se desarrolla una pesquería incipiente basada en su explotación.

La sardina austral es el recurso pesquero pelágico más importante para la pesquería artesanal de las aguas interiores de Chiloé, con desembarques que representan el 66% del total, seguido por sardina común y anchoveta, que aportan aproximadamente 17% cada una (Aranís et al., 2006). Sin embargo, el desembarque de sardina austral se informa sólo a partir del año 2006 y únicamente lo que se captura en aguas interiores de la X Región de Los Lagos. En este sentido, el primer monitoreo de la pesquería de pelágicos pequeños de la X Región fue realizado el año 2004 (Aranís et al., 2006). En 2006, Niklitschek et al. (2007) realizaron una evaluación hidroacústica de sardina austral en el mar interior de Chiloé, estimándose que la biomasa era de 335 mil toneladas en el otoño de ese año.

Posteriormente, Niklitschek et al. (2009) evaluaron mediante hidroacústica que la biomasa de sardina austral había disminuido a 115 mil toneladas en otoño ($\pm 22\%$ CV) en la Región de Los Lagos, y que la biomasa era de 151 mil toneladas ($\pm 13\%$ CV) en primavera en la Región de Aysén. Sin embargo, un par de años después, Cubillos et al. (2011) estimaron que la biomasa era tan solo de 68 mil toneladas en la X Región y de 48 mil toneladas en la XI Región, totalizando 116 mil toneladas de sardina austral.

Zuleta y Rubilar (2010) señalan que el rol ecológico de sardina austral en el ecosistema austral de Chile estaría dado por su importancia como presa para: i) peces que conforman recursos de importancia económica en la Pesquería Demersal Austral (PDA), explotados por pescadores artesanales en el mar interior de la X a XII Regiones y por el sector industrial en el mar exterior; y, ii) otras especies claves del ecosistema, tales como el pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*), mamíferos marinos (lobo marino común *Otaria flavescens*) y aves marinas (como cormorán y pelicanos, entre otros), las que son especies marinas que es necesario proteger. Los mismos autores proponen una fuerte dependencia alimentaria de los juveniles de merluza austral *Merluccius australis* (1 a 4 años de edad) que predan sardina austral, especialmente aquella fracción que se encuentra en el rango de tallas de entre 20 y 49 cm de longitud total (LT). Una situación análoga ocurriría también en los recursos merluza de cola (*Macruronus magellanicus*) y congrio dorado (*Genypterus blacodes*), lo que se evalúa cuantitativamente en este proyecto.

Considerando la importancia del ecosistema de aguas interiores de la zona sur austral de Chile como área de alimentación y crecimiento de juveniles y pre-reclutas de diversas especies marinas, entre las que se cuentan recursos pesqueros como merluza austral, merluza de cola y congrio dorado, es de interés para la administración pesquera estudiar las interacciones tecnológicas (entre distintos tipos de flotas) y ecológicas (entre distintas especies) asociadas a la pesca de sardina austral y los efectos de su explotación sobre esos recursos demersales, los que son de alto interés e importancia económica para el conjunto de agentes pesqueros de esa zona, tanto artesanales como industriales.

Debido a la necesidad de avanzar hacia un enfoque ecosistémico de manejo de pesquerías impuesto en la Ley General de Pesca y Acuicultura, el Fondo de Investigación Pesquera encomendó a la Universidad de Concepción ejecutar el proyecto FIP 2012-15 “Rol ecosistémico de sardina austral e impacto de su explotación sobre otras especies de interés comercial”. Este documento corresponde al informe final del proyecto e incluye todos los resultados comprometidos luego de cumplido el plazo de ejecución. Este documento ha sido preparado por investigadores del Departamento de Oceanografía y el Centro COPAS

Sur-Austral de la Universidad de Concepción, además de la Universidad Los Lagos– Sede Puerto Montt como entidad sub-contratada.

2. Objetivos del proyecto según bases técnicas

2.1. Objetivo General

Determinar los criterios de sustentabilidad biológica de la sardina austral considerando la importancia de su rol trófico como presa de otras especies que conforman la trama trófica en aguas interiores entre la X y XII Regiones.

2.2. Objetivos Específicos

2.2.1. Revisar y sistematizar el conocimiento biológico y ecológico existente sobre sardina austral con énfasis en el rol trófico y la explotación sustentable de especies de bajo nivel trófico que están siendo explotadas.

2.2.2. Revisar la información existente y determinar los patrones de distribución, composición y abundancia del plancton en la zona de estudio, e identificar las principales presas del plancton en la dieta de sardina austral.

2.2.3. Revisar la información existente y determinar la importancia relativa de sardina austral en la dieta de las principales especies de peces recursos en la zona de estudio.

2.2.4. Proponer criterios de explotación sustentable de sardina austral en un contexto multiespecífico.

3. Informe final por objetivo específico

Para una mejor revisión y claridad de este documento, se presenta cada objetivo como un capítulo independiente y autocontenido.

3.1. Objetivo Específico 1

Revisar y sistematizar el conocimiento biológico y ecológico existente sobre sardina austral con énfasis en el rol trófico y la explotación sustentable de especies de bajo nivel trófico que están siendo explotadas.

Una cantidad importante de actividades consignadas en este estudio se orientaron a revisar y sistematizar rigurosamente el conocimiento biológico y ecológico existente sobre sardina austral. En esta revisión se consideró un foco especial en la importancia del rol trófico de esta especie y la explotación sustentable de especies de niveles tróficos inferiores que están siendo capturadas a nivel mundial. Se buscó y revisó literatura disponible a nivel mundial y nacional de los tópicos comprometidos en la oferta técnica, dando cuenta de las exigencias de las Bases Técnicas respectivas. Para la recopilación de antecedentes bibliográficos se consultó bibliotecas de la Universidad de Concepción, Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), Universidad Austral de Chile en Valdivia, Universidad Los Lagos en Puerto Montt y otras universidades. También se consultó información disponible generada en el marco de proyectos del Fondo de Investigación Pesquera (FIP), más proyectos de pescas de investigación autorizados por la Subsecretaría de Pesca. Las bases de datos consultadas son:

- **ASFA (Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts)**, contiene información desde 1971, con una actualización mensual de 3700 archivos. A partir del 2004, ASFA cuenta con más de 950.000 registros con una cobertura temática en acuicultura, organismos acuáticos, polución acuática, ambientes de aguas salobres, conservación, calidad medioambiental, pesquerías, biotecnología marina, ambientes marinos, meteorología, oceanografía, política, legislación y manejo. ASFA (<http://www.csa.com/>).

- **Oceanic Abstracts:** Posee una cobertura temática en oceanografía biológica, ecología, oceanografía física y química, geoquímica, contaminación marina, recursos marinos, navegación y comunicaciones, derecho marítimo y biología marina. Contiene información desde 1981 hasta la fecha y tiene una periodicidad de publicación mensual, con aproximadamente 1209 archivos. (<http://www.csa.com/factsheets/oceanic-setc.php>).
- **Science Direct:** Posee una cobertura temática en las áreas científicas, médicas y técnicas. Es un servicio electrónico de información de texto completo, exclusivamente institucional (<http://www.sciencedirect.com/>).
- **Springer link:** Es un servicio de la editorial Springer que posee información de una colección de revistas especializadas con más de 600.000 documentos individuales (<http://www.springer.com>).
- **Scholar Google:** Es un buscador de bibliografía especializada de la investigación académica para un gran número de disciplinas y fuentes como tesis, libros, resúmenes y artículos de editoriales académicas, sociedades profesionales y universidades (<http://scholar.google.cl/>).

3.1.1. Antecedentes generales

El presente informe se centra en pesquerías pelágicas y específicamente se comunica aspectos biológicos y pesqueros de sardina austral (*S. fuegensis*) de la zona sur austral de Chile.

3.1.2. Metodología

3.1.2.1. Sistematización de la información

La información contenida en las fuentes consultadas se sintetiza en una matriz de conocimiento, la cual permitió su mejor utilización en el marco del trabajo de este proyecto. La revisión considera los siguientes grupos temáticos:

Pesquería: métodos de evaluación, captura, esfuerzo, captura por unidad de esfuerzo, áreas de pesca, pesca artesanal, mercado, evaluaciones directas e indirectas, sistemas de vigilancia y recolección de datos de captura, metodologías de estandarización y tipos de índices de abundancia

Biología: distribución geográfica y batimétrica, taxonomía y morfología, reproducción y desarrollo, genética y evolución, edad y crecimiento, fisiología, bioquímica.

Ecología: comportamiento, nutrición y hábitos alimenticios, ambiente y oceanografía.

Estudios de poblaciones: estructura de poblaciones, dinámica de poblaciones, genética de poblaciones.

Administración y Economía: planes de manejo, estrategias de explotación, modelos bioeconómicos cuando corresponda.

3.1.3. Resultados

3.1.3.1. Información disponible de sardina austral

La revisión de aspectos biológico-pesqueros de sardina austral incluye información contenida en publicaciones con o sin comité editor e informes científico-técnicos de origen nacional e internacional. También se consultó fuentes de literatura gris tales como tesis de pregrado y posgrado de universidades chilenas. De estas publicaciones se genera el siguiente resumen de aspectos relevantes.

3.1.3.2. Antecedentes de la pesquería

Captura, desembarque y esfuerzo de pesca

Los registros de captura de la flota artesanal se obtienen principalmente de la pesca destinada a plantas de reducción y conservería. La captura es una variable de entrada utilizada como ponderador para la estimación de la captura en número a la talla y edad, y se utiliza en el cálculo de rendimientos de pesca e índices de abundancia (estimados a partir de estadísticas de operación de la flota). La captura es una variable adecuada para determinar la importancia relativa de los viajes o lances de pesca (selección de muestras) en las estimaciones de proporción sexual y estructura de tallas. La captura se estima a partir de la recopilación de las bitácoras de pesca de las naves y la proporción de especies. Los registros de actividad por viaje contienen el detalle de capturas por especie y viaje, más las zonas de pescacorrespondientes. El desembarque se estima de sub-muestreos o se asume como un dato censal y conocido proveniente de los registros diarios de operación de la flota y la proporción de especies, los cuales son recopilados en plantas. En la zona de estudio el desembarque artesanal de los recursos anchoveta, sardina común y sardina austral se destina principalmente a la industria reductora, de manera que se dispone de un censo de esta fracción del desembarque. Por lo tanto, se tiene un indicador del desembarque por puerto, zona de pesca y mes.

En la Figura 1.1 se muestra la evolución de las cuotas anuales y la captura de sardina austral para el periodo 2006 a 2012. La cuota global se incrementó desde el 2006 al 2008, para luego decaer sostenidamente hasta el 2012. La captura de sardina austral siguió relativamente bien la tendencia de las cuotas durante el mismo período, aunque con la excepción de los años 2008, 2010 y 2011, en los que se registró importantes saldos que alcanzaron 35%, 32% y 18%, respectivamente. El año 2011 la cuota de sardina austral alcanzó 17 mil toneladas y fue 43% menor que la cuota del 2010. Sin embargo, Aranís et al. (2012) indican que en los últimos años la captura podría ser mayor a lo informado debido a sub-reportes detectados en el primer semestre de 2012, cuando la cuota de 8 mil toneladas fue superada en 2 mil toneladas. Los mismos autores indican que el esquema de distribución de cuotas se habría constituido, en alguna medida, en un factor que modifica la verdadera estacionalidad del desembarque, generando pulsos en la información obtenida especialmente en el período histórico reciente.

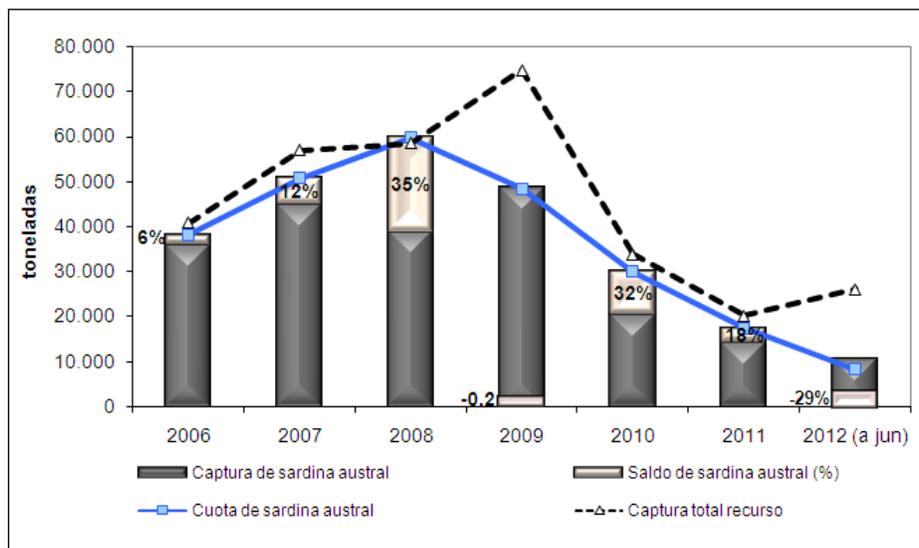


Figura 1.1. Captura, cuota y saldo de captura por recurso en la pesquería de sardina austral en aguas interiores (tomado de Aranís et al., 2012).

La evolución del desembarque de la flota artesanal de cerco de la X Región indica que el desembarque total de “sardinás” el 2005 alcanzó 25 mil toneladas (Figura 1.2). Sólo a partir

de 2006 se tiene registro separado de la contribución de sardina austral y sardina común al desembarque, revelándose que la primera dominó el desembarque total (35 mil toneladas de un total de 42 mil). Entre 2006 y 2008 el desembarque total se incrementó paulatinamente hasta casi 70 mil toneladas, dominando sardina austral, aunque su aporte al desembarque total se redujo notoriamente desde casi 90% en 2006 hasta alrededor de 60% en 2008. Durante este periodo la flota no creció sustancialmente, siendo conformada por unas 30 naves. El año 2008, sin embargo, el número de lanchas de cerco se incrementó hasta 55 naves y el desembarque aumentó levemente hasta el máximo histórico de casi 80 mil toneladas en 2009, cuando operaron 59 lanchas. El desembarque cayó luego por debajo de 40 mil toneladas el 2010 (con 72 lanchas operativas) y por debajo de 30 mil toneladas en 2011, cuando la sardina austral representó alrededor de la mitad del desembarque total.

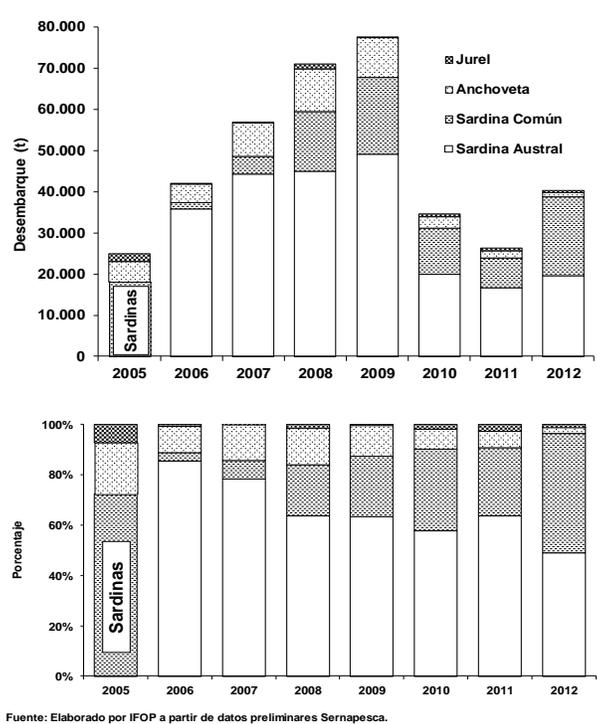


Figura 1.2. Evolución del desembarque total de la flota artesanal de cerco y participación por especie en la X Región en el período 2005-2012 (tomado de Aranís et al., 2012).

En el año 2012 el desembarque total de peces pelágicos de la flota artesanal mostró una recuperación, no así el desembarque de sardina austral. La caída del desembarque total en 2010 se explicaría por la importante reducción de la cuota de pesca de sardina austral (de 48 mil toneladas en 2009 a 30 mil toneladas en 2010) y por la baja generalizada en la disponibilidad de los recursos pelágicos. Esto último se infiere del hecho que la cuota artesanal de las demás especies pelágicas (sardina común *Strangomera bentincki*, anchoveta *Engraulis ringens* y jurel *Trachurus murphyi*) prácticamente no varió y, sin embargo, hubo importantes remanentes en todas ellas.

Aranis et al. (2010) señalan que la pesquería parecía haber alcanzado ya un límite superior de explotación antes de 2009, pues los rendimientos de pesca entre 2008 y 2009 se habían nivelado pese al aumento sostenido de la captura y el esfuerzo de pesca. Aranis et al. (2012) indican que más allá de la pesquería, algunos factores ambientales también podrían haber afectado el stock de sardina austral, como los efectos ecológicos derivados de i) la erupción del volcán Chaitén en 2008 y ii) los procesos productivos de centros de cultivo de salmón que operaban por sobre la capacidad de carga. Sin embargo, hasta ahora no existe ninguna investigación que demuestre causalidad entre esos u otros factores ambientales y la dinámica de la biomasa de sardina austral en la X y XI Regiones.

Entre 2005 y 2011 es posible identificar tres períodos distintos en cuanto al esfuerzo y rendimiento de la flota artesanal pelágica (Figura 1.3), a saber: 1) crecimiento tanto en número y tamaño de la flota en operación, asociado al aumento sostenido del desembarque total y del esfuerzo pesquero entre 2005 y 2009. En este período el rendimiento de pesca por viaje tiende a estabilizarse en torno a 36 t/vcp; 2) caída abrupta de los indicadores de la pesquería en el período 2010-2011; y 3) en 2012 se observa una recuperación de los indicadores que parece confirmarse con la información de 2013. Sin embargo, si la pesquería se hubiere recuperado, los actuales niveles de desembarque podrían ser insuficientes para sustentar el actual tamaño de la flota (Aranis et al., 2012).

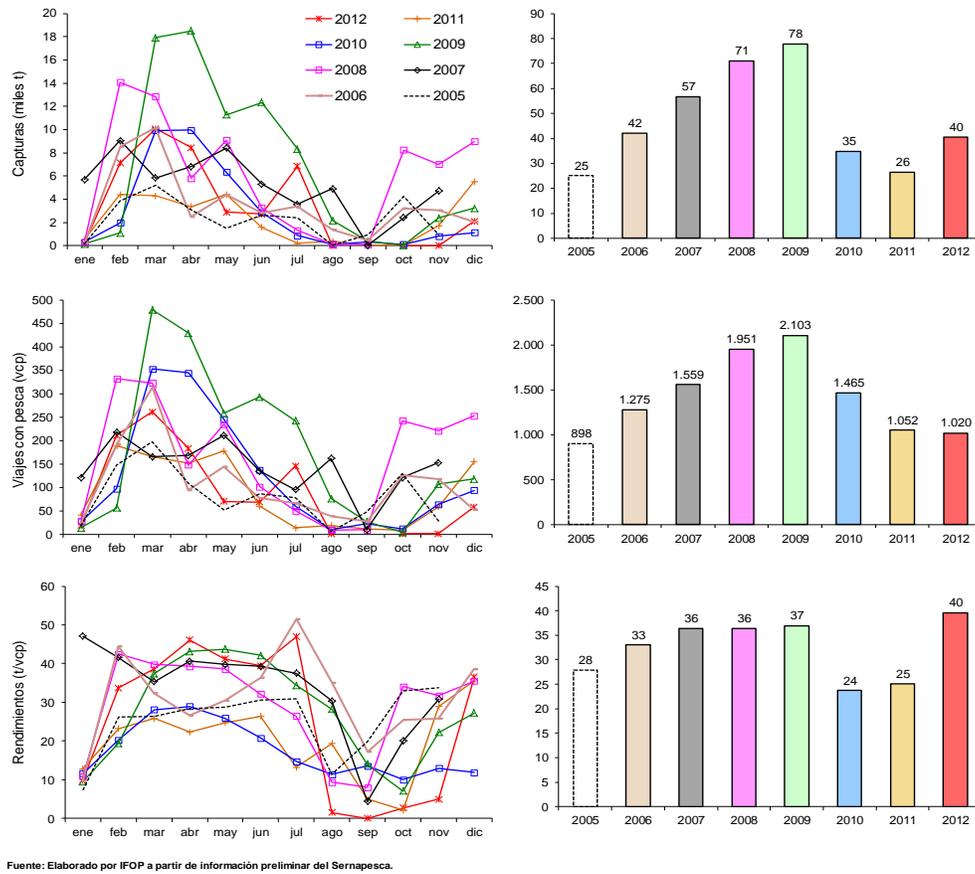


Figura 1.3. Captura, esfuerzo y rendimientos de pesca de la flota artesanal de cerco en la X Región, según año, semestre y mes, 2005-2012 (Fuente: Aranis et al., 2012).

Estimador de la fracción de especies del desembarque

El diseño para estimar la fracción de especies corresponde a un diseño de muestreo estratificado aleatorio simple de viajes, donde el estrato corresponde a la zona de pesca y el mes. Desde la identificación de sardina austral en 2006, ésta ha dominado la fracción de especies, con sardina común y anchoveta como especies secundarias, y un aporte marginal de la categoría “Otras especies”(3% del total) (Fig. 1.4). Entre las especies minoritarias se encuentran jurel (*Trachurus murphyi*), caballa (*Scomber* sp.), pampanito (*Scorpius chilensis*), pejerrey (*Odonthestes regia*) y róbalo (*Eleginops maclovinus*). La fracción de

especies en las capturas mensuales también es dominada por sardina austral, seguida por sardina común y anchoveta. Estas tres especies son las únicas que aparecen permanentemente en los desembarques mensuales. El jurel y la caballa ocurren ocasionalmente hasta abril, y marginalmente en mayo y junio. Especies incidentales son pampanito, pejerrey, merluza de cola, merluza austral, langostino de los canales (*Munida subrugosa*), congrio negro (*Genypterus maculatus*) y róbalo.

A junio de 2012 la composición del desembarque de la flota artesanal de Chiloé indicó que por primera vez la sardina austral no dominó la captura, siendo reemplazada en importancia por sardina común (61% del total), seguida de sardina austral (36%) y marginalmente anchoveta (0,3%) (Fig. 1.4). De acuerdo con Aranís et al. (2012), en los últimos años podría haber existido subreporte y/o subdeclaración en el desembarque de sardinas por lo que estas cifras podrían no ser correctas. Esta estrategia generaría condiciones para obtener mayores cuotas, desembarques y beneficios económicos y, por lo tanto, se recomienda abordar estas fuentes de incertidumbre y su efecto en la fijación de cuotas. Dicho de otra manera, se debe corregir los desembarques oficiales y los reportados por los armadores.

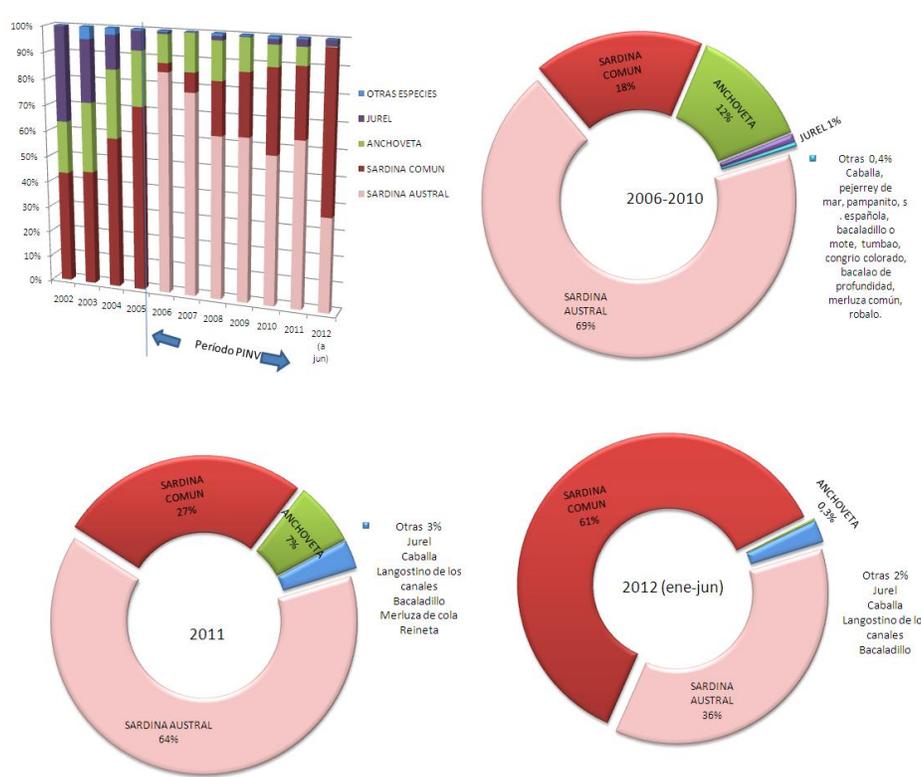


Figura 1.4. Composición de especies en los desembarques pesquería pelágica artesanal mar interior X región, período 2006-2011 y 2012 (a junio). (Tomado de Aranís et al., 2012).

Áreas de pesca de sardinas

La zona donde se desarrolla la actividad pesquera principal de sardina austral corresponde a aguas interiores de la X Región (Fig. 1.5), la que está delimitada latitudinalmente por Caleta Queule ($39^{\circ}23'12''S$), por el norte, y Punta Guala ($43^{\circ}44'17''S$), por el sur. El área regional exterior-de casi inexistente operación artesanal- se extiende desde el mar territorial (12 mn a partir de las líneas de base) hasta la Zona Económica Exclusiva (ZEE), y todo el mar interior. La sardina austral se pesca exclusivamente en aguas interiores de Chiloé. En esta zona se identifican cuatro sub-zonas principales, a saber: Seno de Reloncaví, Golfo de Ancud, Islas interiores de Chiloé y Golfo Corcovado. Sin embargo, la actividad pesquera se desarrolla casi exclusivamente en las tres primeras.

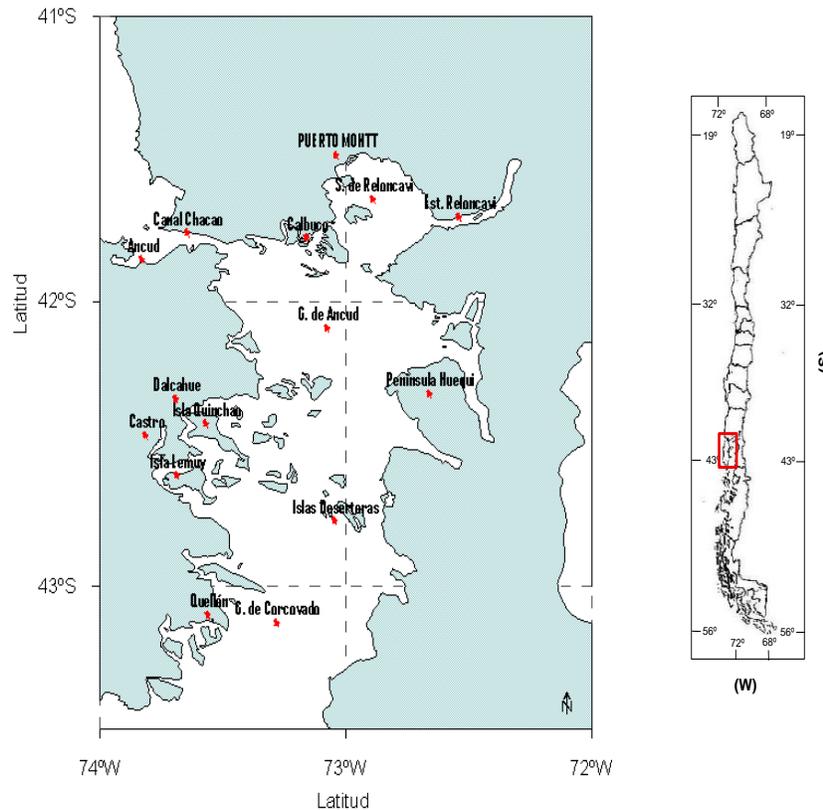


Figura 1.5. Zona de operación de la flota artesanal de cerco en aguas interiores de la X Región (tomado de Aranís et al., 2012). Izquierda, en el recuadro de la derecha se muestra la zona de pesca de todas las especies de sardinas que captura la flota artesanal del Sur de Chile.

El Servicio Nacional de Pesca (Sernapesca) asigna al mar interior de la X Región la zona administrativa N°121 (norte interior X Región), cuyo vértice nor-oeste ($41^{\circ}28'10''S/73^{\circ}52'00''W$) delimita la separación con la zona N°117 (aguas exteriores) y con la zona N°116 (X Región norte o zona de Valdivia-Corral). En el mar interior sólo se permite la operación de la flota artesanal, en tanto que la flota industrial (cerco, arrastre y mediagua) está autorizada a operar únicamente por fuera de las líneas base. La flota artesanal de cerco captura recursos pelágicos, cuyos principales centros de desembarque son las caletas de San

Rafael y La Vega en Calbuco, y Chinquihue en Puerto Montt (Fuente: Sernapesca). El número de caladeros informados en la X Región ha variado de 71 a 105, concentrándose en el borde costero del mar interior de la Isla de Chiloé. La actividad de pesca se concentraría en función de la distribución de la especie y por la presión pesquera sobre sus poblaciones y/o una mezcla de ambos factores (Fig. 1.6).

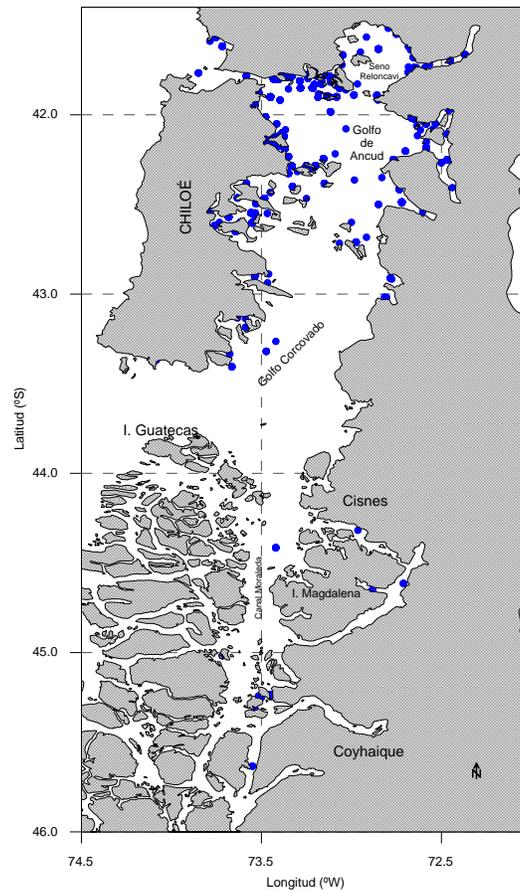


Figura 1.6. Distribución espacial de la captura de sardina austral del mar interior de la X y XI Regiones, años 2006-2013. (Fuente: Aranís et al., 2012).

Las zonas de pesca más importantes respecto a las áreas de pesca se mantienen a través del tiempo, no así sus magnitudes. Estas incluyen principalmente el Seno de Reloncaví y el sector central en el mar interior de la Isla de Chiloé.

Los caladeros de sardina austral identificados por IFOP en los años 2011 y 2012 para la XI Región, durante los períodos de pesca monitoreados a través de pesca de investigación, fueron los siguientes: Canal de Moraleda, Canal Puyuhuapi, Fiordo Aysén, Fiordo Quitrusco y Fiordo Cupquellan. Estas zonas coinciden con lo informado por Cubillos et al. (2011), quienes identifican cuatro áreas que corresponden al Sector de Melinka, y fiordos y canales del sector sur de la XI Región (Fig. 1.7).

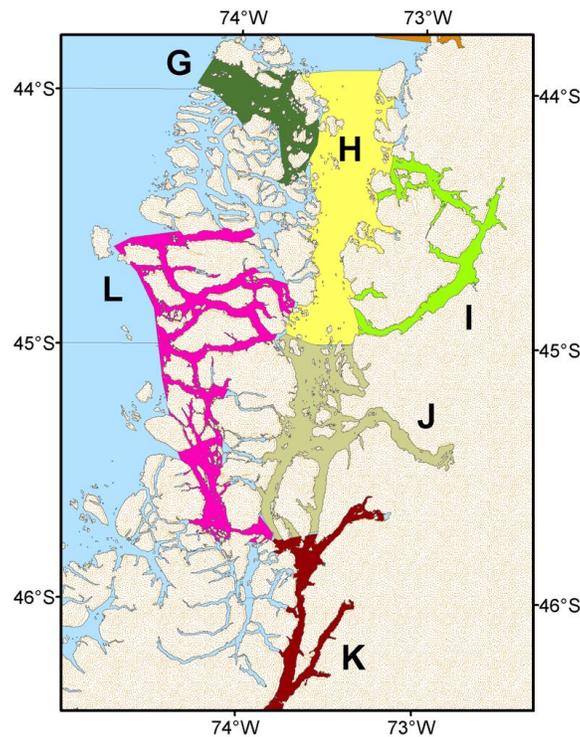


Figura 1.7. Áreas de estudio para la XI región. H) Canal de Moraleda; I) Canal Puyuhuapi; J) Fiordo Aysén, Fiordo Quitrusco y Fiordo Cupquellan; y L) zona fiordos y canales occidentales. Áreas exploratorias: G) Sector Melinka; y K) fiordos y canales del sector sur de la XI Región (Cubillos et al., 2011).

Biología

Distribución

Whitehead (1985), en su revisión mundial de sardinas y anchovetas del mundo, establece que *Sprattus fuegensis* se distribuye en el Océano Atlántico sur occidental con registros desde 40°S hasta Tierra del Fuego, incluyendo las Islas Malvinas. Aranís et al. (2006; 2007), Niklitschek et al. (2009) y Cubillos et al. (2011) muestran que la sardina austral se distribuye desde el mar interior de Chiloé hasta los canales y fiordos de la XI Región de Aysén. La sardina austral realiza migraciones verticales circadianas, de modo que durante el día presenta agregaciones compactas tipo cardumen a mayor profundidad, las que tienden a dispersarse durante la noche hacia la superficie en distintas densidades. La sardina austral es pelágica y zooplanctófaga a lo largo de todo su ciclo vital, y se encuentra distribuida en zonas costeras sur-australes de Chile y Argentina, principalmente en los primeros 50 m de la columna de agua (Madirolas et al., 2000; Sabatini et al., 2001; Aranís et al., 2006). La diferencia entre ambas zonas, consiste en que en el Atlántico *S. fuegensis* se distribuye sobre la plataforma continental y en mar abierto alrededor de las Malvinas, en tanto que en el Pacífico esta confinada al Mar interior sin detectarse las fases adultas fuera de esta área (Antonio Aranís, Instituto de Fomento Pesquero, com.pers.).

Taxonomía

Sprattus fuegensis (Jenyns 1842) pertenece la Familia Clupeidae (Fig. 1.8). En Chile se la conoce comúnmente como sardina fueguina, sardina austral, sardina patagónica, sardina araucana o “pechuchalwa”. En Argentina e Islas Malvinas es conocida como sardina fueguina. El nombre común en inglés reportado por la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) es “Falkland sprat”.

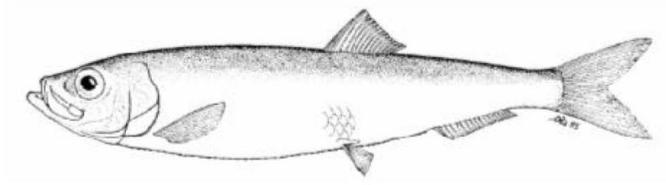


Figura 1.8. Sardina austral *Sprattus fuegensis* (Jenyns, 1848). Tomada de Whitehead (1985).

A continuación se presenta la taxonomía de sardina austral:

Phylum : Chordata

Subphylum : Vertebrata

Superclass : Gnathostomata

Grade : Teleostomi

Clase : Actinopterygii

Subclase : Neopterygii

Division: Teleostei

Subdivision: Clupeomorpha

Order: Clupeiformes

Family: Clupeidae

Genus: *Sprattus*

Specie: *Sprattus fuegensis*

Morfología y morfometría

De acuerdo con Cousseau y Perrotta (1998), los caracteres externos distintivos de *S. fuegensis* del Océano Atlántico sur occidental son cuerpo fusiforme comprimido, altura máxima concordante con el cuarto o quinto radio de aleta dorsal, altura comprendida cuatro veces y media en el largo total, cabeza relativamente pequeña, ojos de tamaño moderado, boca terminal protractil su extremo posterior alcanza línea media del ojo, mandíbula superior sin dientes con una muesca amplia en la línea media anterior, mandíbula inferior con dientes diminutos en la parte anterior. Los especímenes poseen sólo una aleta dorsal cuyo origen es ligeramente anterior a la aleta pélvica, una aleta anal con 12 a 23 radios blandos, aleta pectoral sin espinas con 16 a 18 radios blandos, y no presenta aleta adiposa.

La sardina austral es muy similar a la sardina común (*Strangomera bentincki*) que habita la zona centro sur de Chile. Whitehead (1985) señala que los géneros *Strangomera* y *Sprattus* pueden ser reconocidos por una diferencia osteológica a nivel del hueso pterótico, que está ubicado en la parte posterior del neurocráneo e igualmente por la presencia de la cápsula timpánica en el género *Strangomera*, la cual está ausente en *Sprattus*. Aranís et al. (2006; 2007) analizan los rangos de variación de las medidas corporales y de recuento de estructuras duras de ambas especies, indicando que la forma más sencilla y segura de diferenciar estas especies es la presencia de dientes sobre la lengua, en el caso de sardina austral, carácter que está ausente en sardina común.

Aspectos reproductivos

Para aguas interiores de Chiloé, Leal et al. (2011) estimaron la longitud promedio de hembras maduras de *S. fueguensis* 13.5 cm de longitud total (LT), siendo la longitud media de madurez mayor que otras estimaciones disponibles para la especie en otras localidades. En efecto, Aranís et al. (2006) comunican que la longitud media de madurez era de 11.0 cm de LT. Posteriormente, Niklitscheck et al. (2009) estimaron la talla media de madurez en 10.1 cm de LT en la Región de Aysén. Miranda et al. (2011), a partir de una

pesca de investigación asignada a la Universidad del Mar, estimaron que la talla media de madurez de sardina austral era 12.8 cm de LT para la misma región.

Para el Océano Atlántico austral, Feodorov y Barabanov (1976) reconocen a la sardina austral como desovante parcial con no menos de tres pulsos reproductivos por estación, cuya longitud y edad de media de madurez serían de 11.0 a 12.0 cm de LT y 2 años, respectivamente. Shirokova (1978) concuerda con la talla media de madurez obtenida por Feodorov y Barabanov (1976), pero con una edad equivalente a 3 años. Hansen (1999) estima una talla media de madurez de 11.9 cm de LT, equivalente a 2.05 años.

Leal et al. (2011) establecieron la fecundidad parcial (FP, en número de huevos por gramo de hembra) de *S. fuegensis* función del peso, siendo la expresión la siguiente:

$$FP = -1208,5901 + 221,8343 * \text{peso total}$$

Esta expresión es válida para la Región de Los Lagos, no existiendo estudios de este tipo en la Región de Aysén.

Landaeta et al. (2011) informan que el diámetro promedio (0.92-1.36 mm) de los huevos de sardina austral en el mar interior presentó un rango más amplio que aquel informado por Ciechowski (1971), entre 1.07 y 1.03 mm para la especie en la costa argentina. Asimismo, los huevos de sardina austral son mayores que los que han sido reportados por Herrera et al. (1987) para sardina común (0.89-1.03 mm) frente a Chile central. De esta manera, es posible sugerir que la estrategia reproductiva del desove de sardina austral en el mar interior de Chiloé está orientada a producir huevos más grandes, probablemente de mejor calidad, lo que favorecería la mayor sobrevivencia de larvas y juveniles (Leal et al., 2011).

Índices reproductivos

El ciclo reproductivo en peces se describe mediante índices macroscópicos y microscópicos, que tratados conjuntamente ayudan a determinar características importantes como el desarrollo de la gónada, la madurez sexual, y los períodos de máxima intensidad de desove, entre otros. A nivel macroscópico destacan el índice gonadosomático (IGS), la

fracción de estados de madurez y la fracción sexual. Los índices microscópicos (e.j., atresia ovárica) se obtienen mediante histología. Los indicadores IGS promedio, peso de la gónada y madurez de hembras de sardina austral presentaron tendencias similares en el período 2005-2011. En general, la sardina austral se presenta en reposo reproductivo desde principios de verano hasta fines de invierno. El desarrollo gonadal y el desarrollo reproductivo comienzan en primavera con valores altos del IGS promedio en agosto, septiembre y octubre, un descenso a partir de noviembre, y valores mínimos de diciembre a julio (Figura 1.9), lo que es respaldado con el análisis macroscópico de la gónada (presencia de ovarios con algún grado de madurez se observa a lo largo de todo el año), que indica que la mayor frecuencia de ovarios en estado de madurez avanzada se encuentra en septiembre y octubre. Las hembras en evidente actividad reproductiva (ovarios hidratados y, por tanto, próximas a desovar) también ocurren consistentemente desde septiembre hasta noviembre de cada año.

Los estados de madurez para el período enero-julio 2012 fueron concordantes con el IGS y el peso gónada de los años 2006 a 2011, detectándose reposo reproductivo en el primer semestre, con alta presencia de hembras inmaduras o en estado de desarrollo incipiente (Fig. 1.10).

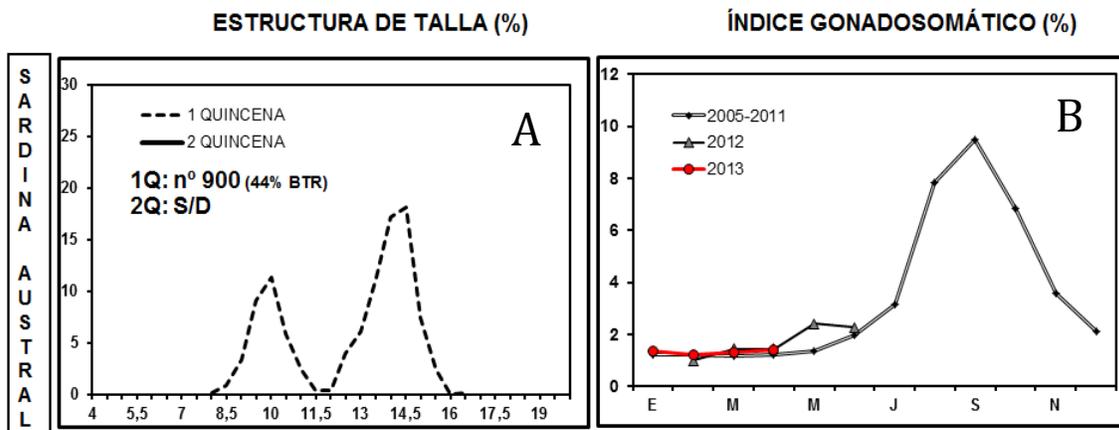


Figura 1.9. Tallas quincenales de abril 2013 (A) y cambio mensual promedio del IGS de la sardina austral de la zona del mar interior de Chiloé para el período 2005-2011 (B), donde también se presenta comparativamente los años 2012 y 2013 (tomado de Aranís et al., 2012).

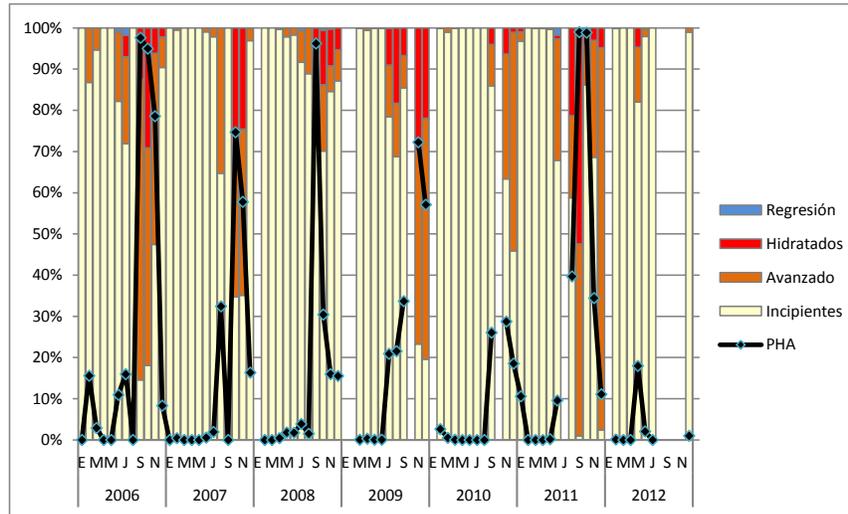


Figura 1.10. Porcentaje de hembras maduras (observación macroscópica) de sardina austral del mar interior de Chiloé obtenida mediante técnicas microscópicas, período 2006 a 2012. PHA=proporción de hembras activas(tomado de Aranís et al., 2012).

Fracción sexual

Según Aranís et al. (2012), en los años 2009 y 2010 se observó en las capturas de sardina austral un dominio leve, aunque estadísticamente significativo, de las hembras sobre los machos con valores cerca de 53% anual (Fig. 1.11). El dominio de las hembras sobre machos se mantuvo durante casi todos los meses del año 2011 (54%). La fracción sexual por talla presentó el dominio de hembras en casi todo el rango de tallas.

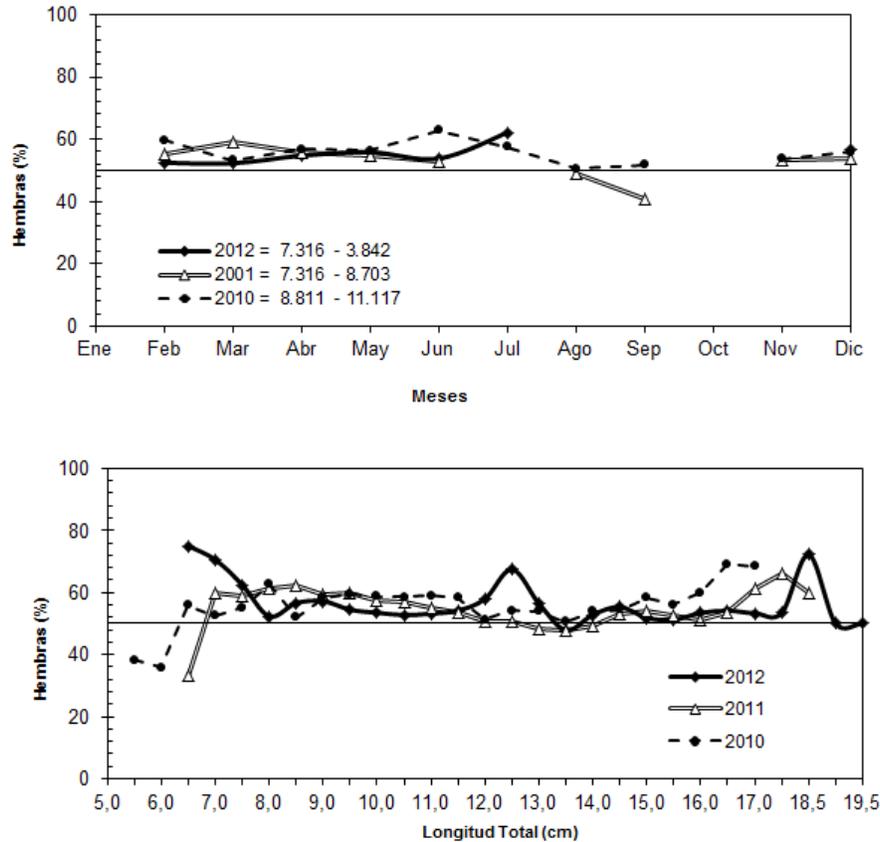


Figura 1.11. Porcentaje de hembras de sardina austral mensual y por estrato de talla 2010-2012 (tomado de Aranís et al., 2012).

Edad y crecimiento

Varios autores han estudiado la edad y el crecimiento de sardina austral en los últimos años (Tabla 1.1). En Chile, Cerna et al. (2007) estimaron los parámetros de crecimiento del modelo de von Bertalanffy, obteniendo los siguientes valores: longitud asintótica (L_{∞}) de 17.8 cm de LT, tasa instantánea de crecimiento individual (K) de 0.66 año^{-1} y edad teórica a la cual la longitud es cero (t_0) de -1.07 años. La longevidad se estimó en 6 años.

Cárdenas (2009) estimó los parámetros de crecimiento de sardina austral para la Región de Aysén, considerando dos sub-zonas, a saber: fiordos ($L_{\infty}=12.2$ cm; $K=1.24$ año⁻¹; $t_0=0.05$ años) y canales ($L_{\infty}=13.2$ cm; $K=1.22$ año⁻¹; $t_0=0.05$ años).

Tabla 1.1. Parámetros de crecimiento en longitud de sardina austral en diferentes localidades.

L_{∞} (cm)	K (año ⁻¹)	t_0 (años)	Localidad	Autor
14.5	0.783	0.096	Santa Cruz	Gru y Cousseau (1982)
20.7	0.734	0.345	Islas Malvinas	Gru y Cousseau (1982)
14.0	1.015	0.14	Atlántico al sur 50°	Hansen (1999)
17.7	0.78	-0.46	Mar interior de Chiloé	Aranis et al. (2006)
18.7	0.70	-0.36	Mar interior de Chiloé	Aranis et al. (2006)
17.8	0.66	-1.07	Mar interior de Chiloé	Cerna et al. (2007)
13.0	1.17	0.05	Región de Aysén	Cárdenas et al. (2009)

A partir de la frecuencia de tallas de sardina austral registradas por IFOP durante el año 2011 se puede describir el crecimiento de sardina austral como rápido y con longitud asintótica de 18 cm LT. De acuerdo al valor \emptyset' (donde $\emptyset' = \text{Log}K + 2\text{Log}L_{\infty}$), la nueva cohorte considerada a partir del mes de enero describiría de mejor modo la tendencia del crecimiento de sardina austral que los individuos maduros ($\geq 13,5$ cm LT) (Tabla 1.2).

Tabla 1.2. Parámetros de crecimiento ajustados a los datos de frecuencia de tallas e índice de desempeño de crecimiento de sardina austral en la flota artesanal aguas interiores X región, año 2011, estimados mediante el método ELEFAN (Fuente: Aranís et al., 2012).

Frecuencia de tallas	Parámetros de crecimiento			
	L_{∞} (cm)	K (año ⁻¹)	t_0 (año)	Índice ϕ'
Nueva cohorte	17,649	1,335	-0,380	2,619
Maduros ¹	16,700	1,147	-0,820	2,505
Total	17,374	1,331	-0,400	2,604

Ecología

Aranís et al. (2012) realizaron un análisis exploratorio del contenido estomacal del zooplancton de sardina austral de la X Región, muestreando aleatoriamente individuos desde la captura de embarcaciones artesanales. En el caso de estómagos con contenido se registró su nivel de llenado (lleno, semilleno) y se utilizó la siguiente escala para clasificar el grado de digestión de las presas: i) digerido: restos de presas, imposible la identificación; ii) semidigerido: la presa presenta cambios moderados y es posible reconocerla; iii) entero: la presa se conserva casi entera, con sólo rasgos de digestión; iv) frescos: las presas muestran poca digestión.

El análisis de 173 estómagos de sardina austral indicó bajo porcentaje con contenido identificable (34%), siendo los bolos alimenticios más frecuentes los que presentaron digestión avanzada (86%). Cuantitativamente, la dieta de sardina austral está dominada por pequeños crustáceos, dominando los copépodos en frecuencia (6%), seguidos de eufáusidos (2%), anfípodos (3%), ostrácodos (4%) y restos de crustáceos (2%).

Según Zuleta y Rubilar (2010; Fig. 1.12), el rol ecológico de sardina austral en el ecosistema austral de Chile estaría dado por su importancia como presa para: i) peces que

conforman recursos de importancia económica en la Pesquería Demersal Austral (PDA), explotados por pescadores artesanales en el mar interior de la X a XII Regiones y por el sector industrial en el mar exterior; y, ii) otras especies claves del ecosistema, tales como el pingüino de Magallanes, mamíferos marinos y aves en general, las que son especies que se considera necesario proteger.

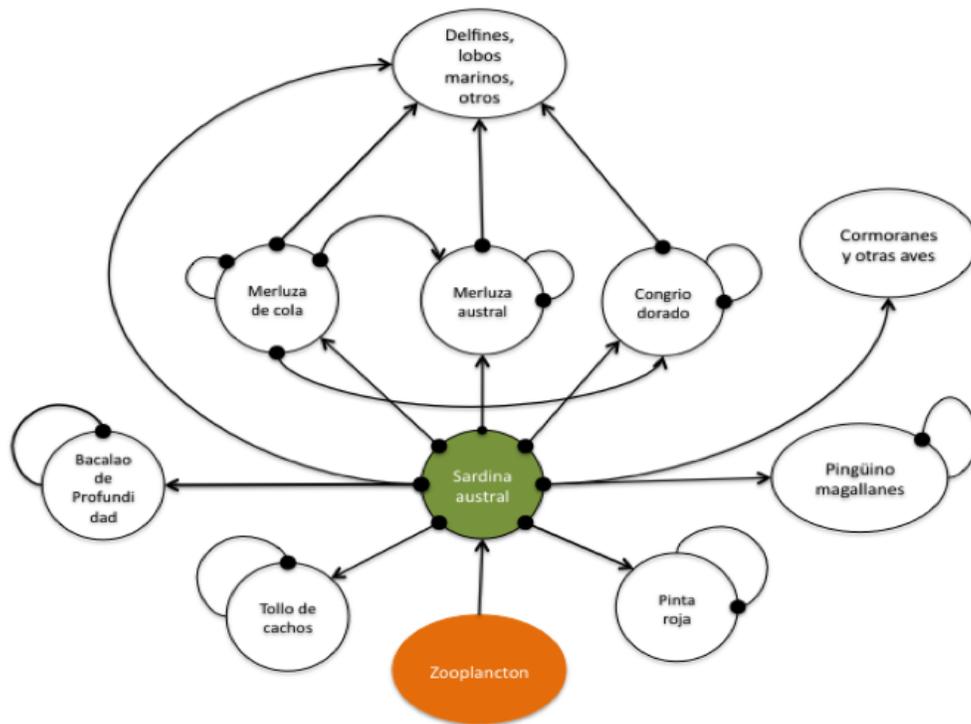


Figura 1.12. Diagrama cualitativo de las principales interacciones depredador presa de sardina austral (Fuente: Zuleta y Rubilar, 2010).

Zuleta y Rubilar (2010) proponen una fuerte dependencia alimentaria de los juveniles de merluza austral (1 a 4 años de edad) que predan sardina austral, especialmente aquella fracción que se encuentra en el rango de tallas entre 20 y 49 cm de LT. Una situación análoga ocurriría también para los recursos merluza de cola y congrio dorado. La

importancia relativa de sardina austral en estos tres predadores es abordada cuantitativamente en el objetivo específico 3 del presente estudio.

Abundancia y biomasa

El año 2005 se detectó a la sardina austral en aguas interiores de la de la X Región de Los Lagos durante el monitoreo de la pesquería de pelágicos pequeños (Aranis et al. 2006). Posteriormente, en el otoño de 2006, Niklitschek et al. (2007) realizaron una evaluación hidroacústica de sardina austral en el mar interior de Chiloé, estimándose que la abundancia era de 18.3 millones de individuos y la biomasa de 335 mil toneladas. Más tarde, Niklitschek et al. (2009) evaluaron mediante hidroacústica que la abundancia de sardina austral era de 6800 millones de ejemplares en la X Región de Los Lagos en otoño, y 29.2 millones de ejemplares en la Región de Aysén en primavera. La biomasa de sardina austral fue evaluada en 114.6 mil toneladas en otoño ($\pm 22\%$ CV) en la Región de Los Lagos; y de 150.7 mil toneladas ($\pm 13\%$ CV) en primavera para la Región de Aysén. Posteriormente, Cubillos et al. (2011) estimaron mayor abundancia y biomasa de sardina austral en la X Región de Los Lagos (Tabla 1.3 y Tabla 1.4).

Tabla 1.3. Densidad promedio (D) y biomasa asociados a la estimación de biomasa por Bootstrap en la Región de Los Lagos y Región de Aysén (Cubillos et al., 2011).

Región	Área (km ²)	D (ton/km ²)	Error Estándar	Biomasa (ton)	Error Estándar
X	13838	4.91	0.42	67946	5819
XI	10246	4.67	0.37	47848	3791

Tabla 1.4. Densidad promedio (D) y abundancia asociados a la estimación de abundancia por Bootstrap en la Región de Los Lagos y Región de Aysén (Cubillos et al., 2011).

Región	Área (km ²)	D (ind 10 ³ /km ²)	Error Estándar	Abundancia (ind 10 ³)	Error Estándar
X	13838	269.8	23.9	3734127	331704
XI	10246	535.8	42.2	5489392	432270

Sistemas de vigilancia y recolección de datos de captura

Para disponer de información biológico-pesquera de sardina austral, la Subsecretaría de Pesca autorizó varias pescas de investigación realizadas entre los años 2010 y 2011 (Tabla 1.5).

Tabla 1.5. Pescas de investigación desarrolladas en la X y XI Región.

Región	Institución	Año	Resolución	Nombre
X	Consultora Mares Chile Ltda.	2010	R.Exc N° 375	Control y monitoreo de la pesquería de sardina austral en la Región de los Lagos
X	Consultora Mares Chile Ltda.	2011	R.Exc N° 931	Control y monitoreo de la pesquería de sardina austral en la Región de los Lagos
X	Instituto de Fomento Pesquer	2010	R.Exc N° 914	Monitoreo de Anchoveta y Sardinas en aguas interiores de la X Región de los Lagos, 2010
X	Fundación Chiquihue	2011	R.Exc N° 932	Monitoreo de la pesquería artesanal de pequeña escala de sardina austral (<i>Sprattus fuegensis</i>) en aguas interiores de la Región de Los Lagos, temporada 2011
XI	Universidad del Mar	2011	R.Exc N° 1808	Monitoreo preliminar de pequeños pelágicos en aguas interiores de la XI Región, año 2010-2011.
XI	Universidad del Mar	2011	R.Exc N° 151	Monitoreo preliminar de pequeños pelágicos en aguas interiores de la XI Región, con lanchas medias y mayores

Unidades poblacionales o de stock

El proyecto FIP 2010-17 “Determinación de unidades poblacionales de sardina austral entre la X y XII Regiones de Chile”, desarrollado por la Universidad de Concepción

(Galleguillos et al., 2012), abordó la identificación de unidades poblacionales de sardina austral. Esta investigación analizó especímenes colectados en la X Región de Los Lagos y en la XI Región de Aysén mediante técnicas genéticas, de parasitofauna, microquímica de otolitos, morfometría del cuerpo y parámetros de historia de vida.

La morfometría arrojó diferencias en 16 medidas, mientras que la morfología de los otolitos (tanto por morfometría tradicional como de contornos) evidenció variabilidad intra-poblacional que permite diferenciar los otolitos de la Región de Los Lagos de la Región de Aysén. Sin embargo, el grado de mezcla es alto entre ejemplares de sardina austral de ambas regiones.

El análisis de marcadores moleculares utilizados por Galleguillos et al. (2012) estableció que aunque existe una mínima tendencia a la diferenciación genética entre las áreas de muestreo en Chile (Regiones X, XI y XII), no se encontró diferencias genéticas significativas. Los autores concluyeron que la sardina austral se comporta poblacionalmente como una sola gran agrupación reproductiva o una sola unidad panmíctica, razón por la que no podría considerarse la existencia de más de un stock.

Estructura de tallas

Niklitschek et al. (2009) reportaron que el rango de tallas de sardina austral ocurre entre 6.5 y 15.7 cm de LT, y presencia de individuos juveniles con tallas medias entre 6.5 y 8.2 cm en los fiordos y canales más orientales de la región de Aysén (Canal Puyuguapi, Fiordos Aysén y Quitraco, Canal Costa y zonas adyacentes), sugiriendo que estos lugares son posibles áreas de crianza o refugio invernal, situación que contrasta con los canales occidentales (Tuamapu, Pérez Norte, Goñi, Ninualac), los que se abren al Océano Pacífico, donde se reportó mayor fracción de individuos adultos con alguna actividad reproductiva y tamaño promedio de 11.5 cm de LT (Niklitschek et al., 2009).

Miranda et al. (2011) realizaron un monitoreo de sardina austral en la X Región de Aysén (Pesca de Investigación Res. Ex. N° 1363), comunicando un rango de tallas de 4.5 a 16.7

cm para el periodo julio a diciembre de 2010. Posteriormente, Cubillos et al. (2011) indican que la sardina austral en octubre 2010 en la X Región presentó estructura de talla unimodal con moda de 12.5 cm y rango entre 10.0 y 16.5 cm. En la XI Región la estructura de tamaños se presentó bimodal y rango entre los 4.5 y 17.5 cm con alta incidencia de individuos pequeños. En la X Región los ejemplares de sardina austral de mayor longitud total se presentaron en la moda de 15.0 cm, mientras que el mayor porcentaje de individuos pequeños tuvo una talla menor a 12.0 cm, aunque en zonas distintas a los individuos mayores.

La estructura de tallas de sardina austral obtenida entre 2006 y 2012 desde la captura artesanal se muestra en la Figura 1.13. Los ejemplares se distribuyeron en un rango de tallas entre 4.0 y 19.0 cm LT. La estructura mensual muestra dos modas, la primera correspondiente al contingente juvenil (moda principal entre 9.0 y 10.5 cm) y la segunda a ejemplares adultos (moda entre los 14.0 y 16.0 cm LT). El menor aporte mensual de ejemplares bajo la talla media de madurez (TMM) se presenta en diciembre. Aranís et al., (2012) resaltan que los ejemplares de tallas mayores han sido removidos paulatinamente de la pesquería. Paralelamente se ha fortalecido temporalmente la presencia de los ejemplares de tallas pequeñas, como lo muestra el aumento continuo de la fracción de individuos bajo la talla media de madurez, esto es, el stock se está juvenalizando pues esta situación no se debe a reclutamientos exitosos.

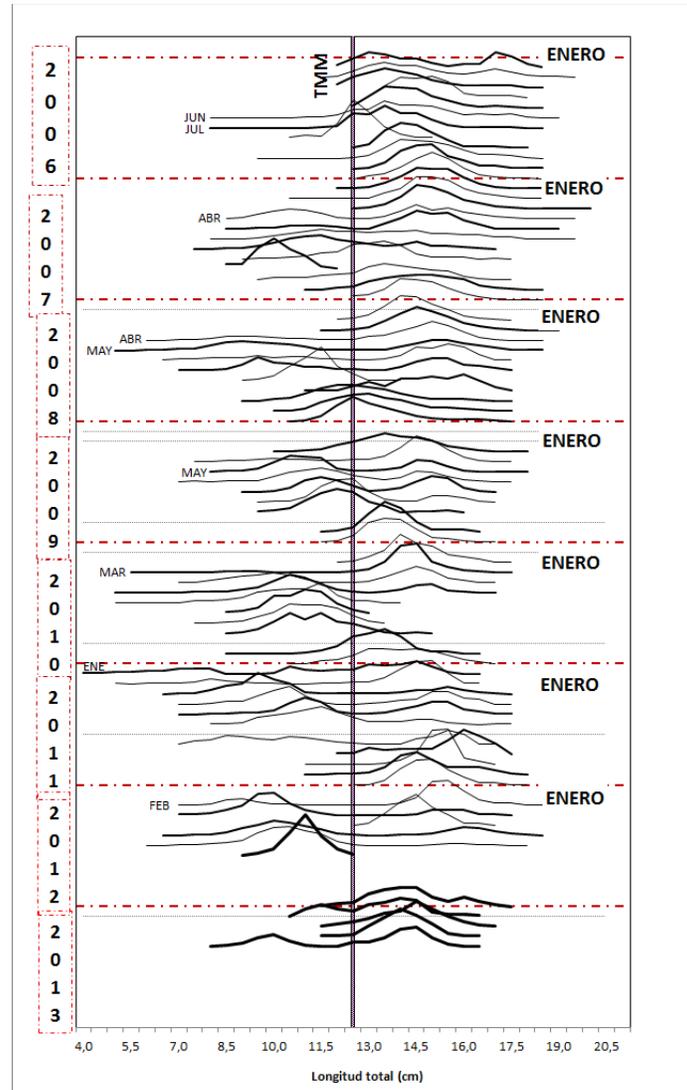


Figura 1.13. Distribución de frecuencias de longitudes anual-mensual en las capturas de sardina austral período 2006-2013. (Fuente Aranís et al., 2012).

Cubillos et al. (2011) indican que los ejemplares de sardina austral colectados en la X Región presentaron tallas y pesos significativamente mayores que los de la XI Región. Igualmente se encontró diferencias significativas tanto en talla como en peso de ejemplares entre regiones, observándose un gradiente de disminución norte-sur. Los resultados de estos autores indican que la estructura poblacional sería más completa en la XI Región, con una componente principalmente adulta en la X Región.

Sin embargo, la estructura de tallas de sardina austral registrada por IFOP en abril-mayo 2011, para ambas regiones, difiere entre zonas, observándose una estructura de talla bimodal con moda principal en los 10.5 cm y secundaria en 15.0 cm. En la XI Región la estructura se presentó unimodal, con moda entre 9.5 y 10.0 cm, registrándose individuos de longitudes pequeñas hasta 5.5 cm. En la X Región los ejemplares de menor longitud corresponden a los que ingresan como reclutas y que se presentan precisamente en el tercer trimestre.

Administración y economía

En las aguas interiores de la X Región se desarrolla una importante pesquería artesanal basada en especies pelágicas como sardina austral (*Sprattus fuegensis*), sardina común (*Strangomera bentincki*), anchoveta (*Engraulis ringens*), pejerrey de mar (*Odonthestes regia*) y jurel (*Trachurus murphyi*). Estos recursos pesqueros son capturados mayormente por la flota de cerco artesanal, cuyos desembarques se dirigen principalmente a reducción (harina), y en menor medida a carnada y consumo humano. Los peces pelágicos pequeños (sardinias y anchovetas) se distribuyen en áreas protegidas y someras, asociadas a islas o esteros. Por su parte el jurel, que es un pelágico de tamaño mediano, se distribuye en aguas abiertas y más profundas.

La sardina austral se identificó oficialmente solo a partir de los desembarques del año 2005 (Aranis 2006), iniciándose un monitoreo más intensivo de la pesquería, el que evidenció que esta especie dominó el desembarque en el período 2006-2011. En efecto, durante este período la sardina austral representó casi el 70% del desembarque total, mientras que sardina común representó un 18%, anchoveta un 12% y otras especies un aporte mínimo <1%.

Entre los años 2005 y 2012 la flota de lanchas operativas creció significativamente en el área de estudio, incrementándose de 30 a 75 naves. La flota artesanal de esta zona está compuesta por embarcaciones de madera, con puente a proa y bodega al centro. Para el calado de la red y la maniobra del lance se utiliza una “panga” (bote a motor auxiliar) y en el izado de

la red se utiliza una polea hidráulica o power block, que opera suspendida en la pluma principal. El traspaso de la captura del copo hacia la bodega se realiza con yoma hidráulica (mezcla de agua-pescado) o con chingullo de aproximadamente 1 m³ de capacidad (Aranis et al., 2012).

El rápido crecimiento de la pesquería entre 2005 y 2009 habría conducido a sobreinversión y competencia en la zona de pesca, desatándose la conocida “carrera olímpica”, caracterizada por el aumento del esfuerzo, ineficiencias económicas, agotamiento rápido de las cuotas, mayor presión por incrementar las cuotas y el aumento de los sub-reportes. Esto permite pronosticar un futuro complicado para el recurso sardina austral y su pesquería artesanal que opera en el mar interior de Chiloé en el corto y mediano plazo. Dicho de otra manera, de persistir los indicadores señalados se atenta contra la sustentabilidad del stock de sardina austral.

3.1.3.3. Rol trófico y explotación sustentable de especies de niveles tróficos inferiores

La terminología de pesquerías de “nivel trófico bajo” (NTB), también conocidas como pesquerías de “reducción”, se utiliza para definir pesquerías basadas en stocks que están constituidos por organismos pelágicos de tamaño pequeño y alta productividad, los que, por ubicarse en el extremo inferior de la trama trófica son sustento para una amplia gama de otros grupos funcionales (especies o grupos de especies predatoras). Las pesquerías basadas en especies de NTB representan más del 30% de la captura mundial. Por lo tanto, éstas juegan un rol ecológico y económico crítico a nivel global, existiendo la necesidad de explotarlas en niveles que permitan mayores stocks en el océano que puedan mantener especies predatoras que dependen de ellas, la diversidad y estabilidad de los ecosistemas marinos, y la seguridad alimentaria mundial.

Uno de los primeros ejemplos de manejo de especies NTB con enfoque ecosistémico es el procedimiento de manejo para el krill antártico (*Euphausia superva*), el que fue instaurado por la Comisión para la Conservación de los Recursos Marinos Antárticos (CCAMLR) en

1994 (Constable et al., 2000). La CCAMLR adoptó, en ausencia de modelos multiespecíficos, el punto de referencia del 75% de la biomasa estimada en ausencia de explotación. Este enfoque fue seleccionado considerando “una provisión de los requerimientos de predadores hasta que se establezca un punto de referencia más apropiado” (Hill et al., 2006).

Más recientemente, Smith et al. (2011) exploraron mediante modelación los efectos de explotar distintas especies NTB en ecosistemas marinos, focalizándose en el efecto sobre mamíferos, aves y otras especies de importancia comercial. El análisis se basó en modelos existentes (aunque con supuestos estructurales distintos) de ecosistemas marinos con relevancia pesquera mundial, a saber: la sección norte de la Corriente de Humboldt, la sección sur de la Corriente de Benguela, la Corriente de California, el Mar del Norte y la Plataforma Australiana Oriental. Los enfoques modelísticos seleccionados fueron, Ecopath with Ecosim (Walters et al., 1997), Atlantis (Fulton, 2001) y OSMOSE (Shin y Cury, 2001). Los resultados de dos tipos de modelos fueron comparados a través de todos los ecosistemas, con excepción del Mar del Norte. Para cada ecosistema y modelo, se seleccionó varias especies NTB que incluyeron especies del macrozooplancton (krill), peces mesopelágicos (mictófidos) y peces pelágicos pequeños (anchovetas y sardinas). También se examinó el papel de otras especies como *sand eel*, arenque, macarelas y calamares, aunque no se consideró los efectos de la extracción en especies tales como langostas, camarones y bivalvos. El protocolo involucró disminuir la biomasa de cada especie de NTB en varios niveles con respecto a su biomasa virginal. Los efectos en otras especies fueron evaluados como el cambio de su biomasa con respecto al nivel de biomasa estimado en un escenario de no explotación de la(s) especie(s) NTB.

Los resultados de Smith et al. (2011) indicaron que explotar especies NTB al nivel convencional del máximo rendimiento sostenido (RMS) podría resultar en incrementos o decrementos en otros grupos (Fig. 1.14). Aunque los resultados variaron a través de los ecosistemas, los tipos de modelo y las especies NTB seleccionadas, algunos patrones emergentes fueron reconocidos. Por ejemplo, aunque los grupos que fueron afectados por la explotación de especies de NTB no fueron los mismos a través de los tipos de modelo para

el mismo ecosistema, la distribución total del efecto de un mismo tipo de nivel de pesca fue bastante similar entre los modelos. Como podría esperarse, el tamaño del impacto en otros grupos aumentó con el grado de disminución de la biomasa de la especie NTB (Fig. 1.14).

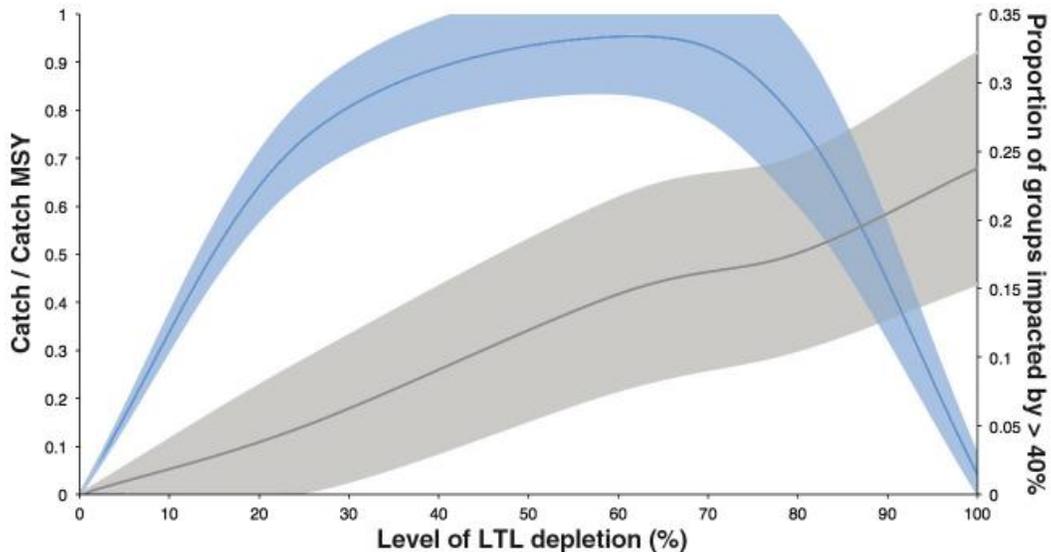


Figura 1.14. Balance entre captura e impacto en el ecosistema a medida que se sobreexplota una especie de nivel trófico bajo. La captura (azul) se muestra como una proporción del rendimiento máximo sostenido (MSY). El Impacto ecológico (gris) se mide como la proporción de otros grupos ecológicos cuya biomasa varía en más de 40%. Las zonas sombreadas corresponden a +/-1.95 desviaciones estándar. Los resultados son para todos los ecosistemas, modelos y especies de nivel trófico bajo consideradas en Smith et al. (2011).

Más allá de la evaluación cuantitativa de los impactos ecosistémicos resultantes de la sobreexplotación de especies NTB, Smith et al. (2011) identificaron también puntos biológicos de referencia objetivo aplicables en la explotación de especies NTB y que resultaran en niveles de biomasa aceptables para otras especies o grupos tróficos en el

ecosistema. Una comparación de explotar especies NTB a un nivel objetivo de 40% de la biomasa no explotada (un nivel común por defecto para el RMS) versus un objetivo de 75% de la biomasa no explotada, indicó que este último nivel mostró impactos mucho menores, incluso lográndose cerca del 80% de las capturas teóricas asociadas al RMS (Fig. 1.14). El análisis también se enfocó en las características particulares de especies NTB que resultaron en mayores impactos tróficos. En este sentido, si bien los resultados fueron variables, se observó que los mayores impactos ocurrieron al explotar especies NTB que componían una fracción importante de la biomasa de los consumidores en cada ecosistema, y para especies NTB que se encontraban más altamente conectadas en la trama trófica.

Smith et al. (2011) resaltan que la variabilidad y estructura espaciales son factores importantes que afectan las interacciones ecológicas. En este sentido, el procedimiento de manejo de la pesquería de kril instaurado por CCAMLR utiliza un modelo de evaluación que incorpora explícitamente incertidumbre y variabilidad (Constable et al., 2000). Sin embargo, este modelo no resuelve la estructura espacial del stock y la flota. Este último punto es importante porque, al igual que la mayoría de las pesquerías, la pesquería del krill no se distribuye homogéneamente en el espacio, sino que se concentra alrededor de islas donde también se establecen las áreas de forrajeo de algunos depredadores del krill tal como focas y pingüinos. En este sentido, la CCAMLR adoptó una solución precautoria interina instaurando un límite de captura sustancialmente menor que el punto de referencia del 75%, que incluye restricciones adicionales sobre cómo distribuir esta captura en cada una de las cuatro sub-áreas (Constable, 2011). Basado en los estimados más recientes, este límite de las capturas es equivalente al 2% de decaimiento en aquellas zonas donde son implementadas.

En conclusión, el análisis de Smith et al. (2011) muestra la utilidad de los modelos de ecosistema en la identificación de puntos de referencia para ser utilizados en el manejo de los efectos ecosistémicos de las pesquerías de especies de NTB. Sin embargo, Hill et al. (2011) indican que la experiencia de CCAMLR sugiere que medidas adicionales al punto de referencia del 75% podrían requerirse debido a la incertidumbre y a las interacciones de pequeña escala que son difíciles de evaluar en el manejo aplicado de las pesquerías basadas

en especies de NTB. Estas incertidumbres podrían incluir los impactos potenciales del cambio climático y la variabilidad ambiental en distintas escalas.

Mandato del Marine Stewardship Council

El Marine Stewardship Council (www.msc.org) inició en julio de 2010 una revisión de su guía para la evaluación de los niveles sustentables y estrategias de explotación de especies NTB. Los resultados de este análisis sugieren que la metodología para la evaluación de pesquerías de especies NTB debería ser reforzada, especialmente en relación con la identificación de niveles de stock objetivo adecuados. En este sentido, el establecimiento de los niveles de captura permisible deberían ser más conservadores en pesquerías basadas en especies NTB, que en pesquerías basadas en una especie de nivel trófico superior, como por ejemplo en un gádido.

Entonces, para obtener un puntaje de 60% (el mínimo aceptable para ser certificado), las pesquerías deben mantener stocks de especies NTB en niveles que protejan las partes del ecosistema que dependen directamente de ellas. Con esta medida se busca satisfacer la demanda ecosistémica de especies NTB. Entonces, la pesquería debe adoptar un nivel objetivo de, al menos, 40% del tamaño de la población no explotada. Además de este requerimiento, se debe asegurar también que el nivel del stock esté sustancialmente sobre el RMS estimado y aceptado para la(s) especie(s). Por otro lado, para lograr un puntaje de 80 (caso de sistemas de manejo que tienen un desempeño global equivalente a las mejores prácticas), los stocks de especies de NTB deben mantenerse, por defecto, en el 75% del nivel en el que no ocurre pesca. Otros niveles podrían permitirse siempre y cuando se cumpla con el enfoque precautorio y se demuestre que no tienen un impacto significativo sobre otras especies.

3.1.3.2. Conclusiones Objetivo específico 1

1. A partir de la sistematización del conocimiento biológico y ecológico existente de sardina austral es posible concluir que esta especie cumple un rol ecológico clave en el sistema del mar interior de Chiloé.
2. Específicamente, sardina austral es presa significativa para especies recurso como merluza austral, merluza de cola y congrio dorado.
3. Se considera que la información pesquera y ecológica sin ser completa, es suficiente para avanzar en un marco conceptual que permita la exploración de herramientas (modelos monoespecíficos y multiespecíficos) que evalúen estrategias de explotación sustentable de esta especie en el contexto de su ecosistema. El desarrollo de los mismos se presenta en el objetivo específico 4 de este proyecto.

3.2. Objetivo Específico 2

Revisar la información existente y determinar los patrones de distribución, composición y abundancia del plancton en la zona de estudio, e identificar las principales presas del plancton en la dieta de sardina austral.

3.2.1. Antecedentes

Para cumplir con el objetivo específico 2 nuestra Oferta Técnica propuso cinco actividades, a saber:

- 1) Obtención de información de los ítems más importantes en la dieta de *S. fuegensis* a partir del análisis gástrico de muestras obtenidas en aguas interiores de la X a XII Regiones;
- 2) Determinación de la distribución del zooplancton más importante de la dieta de *S. fuegensis* en fiordos y canales de la Patagonia chilena;
- 3) Análisis de la información de tramas tróficas y flujos de carbono de la zona patagónica particularmente entre los niveles tróficos primarios hasta *Sprattus fuegensis*;
- 4) Estimación del nivel trófico de *Sprattus fuegensis* mediante el uso de isótopos estables; y,
- 5) Análisis comparativo de distribuciones de *Sprattus fuegensis* mediante hidroacústica y de zooplancton en la X y XI Regiones;

Las fuentes de información y datos utilizados en los análisis de este objetivo específico provienen de los siguientes proyectos:

Nombre del proyecto	Data considerada
Subpesca 2010. Estimación de abundancia, biomasa y distribución espacial de pequeños pelágicos en aguas interiores de la X y XI regiones y su relación con algunas variables ambientales, año 2010. Subsecretaría de Pesca. (señalado como “Hidroacústico 2010” en el presente estudio).	Data y muestras de zooplancton de la X y XI regiones utilizados para diagramación de distribuciones de ítems dominantes encontrados en contenidos gástricos.
FIP 2013-11. Evaluación hidroacústica de pequeños pelágicos en aguas interiores de la X y XI regiones, año 2013. Fondo de Investigación Pesquera. (señalado como “Hidroacústico 2013” en el presente estudio).	Data y muestras de adultos de <i>S. fuegensis</i> para su análisis de contenidos gástricos y muestras congeladas de tejidos para la determinación de isótopos estables.
FIP 2010-17. Determinación de unidades poblacionales de sardina austral presente entre la X y XII Regiones de Chile	Muestras de adultos de <i>S. fuegensis</i> para su análisis de contenidos gástricos y muestras congeladas de tejidos para la determinación de isótopos estables. Incluye muestras procedentes de XI región y del sur de Argentina (marzo-abril 2012; 52°S, 58°W).
CIMAR 12-16. Data no publicada de proyectos sobre ictioplancton en la zona de la Patagonia Chilena. Programa CIMAR Fiordos, Comité Oceanográfico Nacional.	Data y muestras de zooplancton colectadas a lo largo de la Patagonia (X – XII regiones) en meses de noviembre entre los años 2007 y 2011.
FIP 2012-15. Rol ecosistémico de sardina austral e impacto de su explotación sobre la sustentabilidad de otras especies de interés comercial (presente proyecto). Muestreo desembarques pesqueros artesanales en X región.	Muestras de adultos de <i>S. fuegensis</i> para su análisis de contenidos gástricos y muestras congeladas de tejidos para la determinación de isótopos estables.

A continuación se presenta los resultados de estas cinco actividades.

3.2.2. Actividad 1: Ítems más importantes en la dieta de *S. fuegensis* a partir del análisis gástrico de muestras obtenidas en aguas interiores de la X a XII regiones

La determinación de la alimentación de *S. fuegensis* se realizó mediante análisis de contenidos gástricos de adultos colectados en la parte norte de la Patagonia chilena. Para determinar la variabilidad espacial en la alimentación de esta especie se analizó el contenido gástrico de individuos capturados en la X y XI Regiones. Luego estas dos regiones fueron subdivididas como se señala a continuación: la X Región fue dividida en una zona costera continental (zona Reloncaví) y una zona costera de Chiloé. La XI Región fue dividida en una zona costera continental, una zona intermedia (Canal Moraleda) y una zona externa (canales al oeste del Moraleda)(Fig.2.1). Esta subdivisión espacial coincide con la utilizada en análisis de cruceros de proyectos de evaluaciones hidroacústicas de peces pelágicos pequeños realizados en los años 2010 y 2013. Paralelamente y para determinar posibles variaciones temporales en la alimentación en escala estacionales e inter-anual, se agrupó las muestras de contenido gástrico considerando el año y la estación en que fueron colectadas.

La identificación y cuantificación del zooplancton presente en el contenido gástrico de sardina austral se realizó bajo estereomicroscopio. En el caso del fitoplancton se utilizó cámaras de sedimentación bajo microscopio invertido. El contenido gástrico se clasificó según su estado de digestión en las siguientes categorías: en buen estado (I), semidigerido (II) y digerido (III). La identificación y cuantificación se realizó sólo en los contenidos clasificados como buen estado y semidigerido.

A partir de la data de zooplancton y de fitoplancton identificable y cuantificable en los contenidos gástricos se calculó los índices de frecuencia relativa (%F), abundancia (%N) e importancia relativa (%IIR) para caracterizar la dieta en cada zona, región y periodo. Debido a que no se cuenta con data de pesos de células individuales de fitoplancton ni de individuos del zooplancton, en este estudio no se incluyó la variable peso en el cálculo de

IIR que sólo considera %F y %N. La descripción detallada de la metodología de análisis de contenido gástrico se encuentra en la propuesta técnica original el presente proyecto.

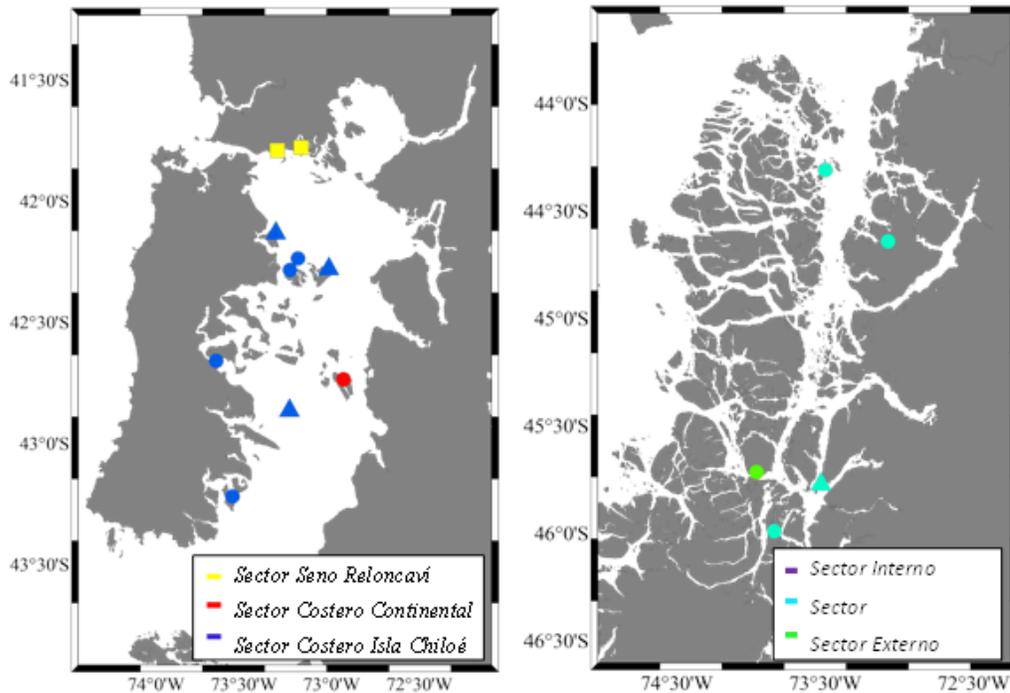


Figura 2.1. Mapas de distribución de adultos de *Sprattus fuegensis* (años 2011 al 2013) de las regiones X y XI. Simbología: triángulo = año 2011, cuadrado= año 2012 y círculo = año 2013.

Información y muestras disponibles para análisis espacial

La muestra consideró 556 ejemplares adultos de *S. fuegensis* provenientes de la Patagonia chilena; 377 corresponden a individuos colectados en la X región (Tabla 2.1) en los años 2011 (57 muestras), 2012 (59 muestras) y 213 (261 muestras). Todas las muestras del año 2011 fueron colectadas en la zona costera de Chiloé, mientras que las del año 2012 fueron colectadas en la zona del Reloncaví. Las muestras del año 2013 provinieron de las zonas costera continental y zona costera de Chiloé.

Para el año 2011 se indentificó items de zooplancton en 9 muestras (buen estado y semidigeridos). Lamentablemente, todas las muestras del año 2012 estuvieron en estado de digestión avanzado (digerido) por lo que no se pudo disponer con información de ese año. Para el año 2013 se identificó 101 muestras con contenido de zooplancton en la X Región, 100 de ellas corresponden a la zona costera de Chiloé.

En la XI región se obtuvo un total de 179 muestras de contenidos gástricos con zooplancton entre 2011 y 2013. El año 2011 se contó con sólo 20 muestras de la zona de canales exteriores. En el 2013 se dispuso de 159 muestras en total, de las cuales 149 provinieron de la zona interior y 19 de la zona de canales exteriores. No se obtuvo muestras el año 2012. Del total de 179 muestras de la XI Región, sólo 5 muestras estuvieron en condiciones de ser identificadas (buen estado o semidigeridas); de ellas, 3 correspondieron al año 2011 y 2 al año 2013, siendo las 5 de la zona de canales exteriores.

Tabla 2.1. Número de individuos de *Sprattus fuegensis* analizados por año, región y zona. Para cada zona se presenta entre paréntesis el número de estómagos con contenidos gástricos identificables (estados I y II).

	ZONA	2011	2012	2013	TOTAL
	Total	57	59	261	377
	Costera Continental	0	0	13 (1 II)	
X REGION	Reloncaví	0	59	0	
	Costera Chiloé	57 (9 I y II)	0	248 (100 I y II)	
	Total	20	0	159	179
	Interior	0	0	140	
XI REGION	Intermedia	0	0	0	
	Canales Exteriores	20 (3 II)	0	19 (2 II)	
	TOTAL	77	59	420	556

En resumen, de los 556 individuos de sardina austral analizados durante los tres años y zonas para identificar y cuantificar contenidos gástricos y calcular los distintos índices de alimentación, se obtuvo 115 estómagos con contenidos de zooplancton identificables (buen estado y semidigerido), de los cuales 110 provinieron de la X Región y 5 de la XI Región (Tabla 2.2).

Tabla 2.2. Número de individuos analizados por año, clasificando sus contenidos gástricos por estado de digestión (I = buen estado; II = semidigerido; III = digerido).

	2011-2013		2013	
	X Región	XI Región	X Región	XI Región
Estado I	44	0	40	0
Estado II	66	5	61	2
Estado III	267	174	160	157
Total	377	179	261	159

Información de muestras disponibles para análisis temporal

De los 556 individuos de sardina austral analizados en los tres años considerados, 420 peces fueron colectados el año 2013. Del total de individuos con contenido identificable de zooplancton en los tres años (115 individuos), el 98% de ellos (104 individuos) fue colectado el año 2013. Adicionalmente, solamente el año 2013 hubo individuos con contenido gástrico identificable en más de una estación del año (verano, otoño e invierno, Tabla 2.3). Consecuentemente, en este estudio sólo se consideró el año 2013 para el análisis de estacionalidad en la alimentación de *S. fuegensis*.

El número de individuos de sardina austral con contenido gástrico con zooplancton el año 2013 varió notablemente entre zonas y estaciones del año, encontrándose el mayor número de individuos con contenidos zooplanctónicos en la zona costera de Chiloé en la estación de otoño (164 individuos)(Tabla 2.3). En la XI Región, sólo 2 individuos de sardina austral de la zona de canales exteriores colectados durante el otoño presentaron zooplancton en su contenido gástrico.

Tabla 2.3. Número de individuos totales colectados el año 2013, número de estómagos con zooplancton reconocible y con fitoplancton, clasificados por estación del año, zona y región.

Zona	Estación del año	N total estómagos	Estado digestión	Estómagos con contenido de zooplancton	Estómagos con contenido de fitoplancton	
X Región	Costero Continental	Otoño	13	II	1	11
		Verano	36	I, II	4	En proceso
	Costero Chiloé	Otoño	164	I, II	94	35 (En proceso)
		Invierno	48	II	3	En proceso
XI Región	Intermedio	Otoño	140	III	0	En proceso
	Exterior	Otoño	19	II	2	En proceso

Se analizó 46 tractos intestinales de individuos de sardina austral colectados el 2013 (Tabla 2.3). De los 13 individuos de sardina austral colectados en otoño en la zona costera continental, 11 presentaron fitoplancton en su contenido gástrico. De los individuos de sardina austral colectados en la zona costera de Chiloé también en otoño, 35 presentaron fitoplancton.

Resultados de Caracterización de la alimentación de *Sprattus fuegensis*

Alimentación en la X Región durante los años 2011 al 2013

De 378 individuos de sardina austral analizados provenientes de la X Región, 110 presentaron contenidos gástricos identificables, en los cuales se reconoció ocho ítems zooplanctónicos, a saber: copépodos pequeños (<1mm cefalotórax), copépodos grandes (>1mm cefalotórax), eufáusidos, isópodos, anfípodos, megalopas, apendicularias y zoeas (Tabla 2.4). Los ítems copépodos pequeños y eufáusidos fueron los que presentaron mayor frecuencia y abundancia en los tractos digestivos, destacando los copépodos pequeños con un IIR >98% (Fig. 2.2).

Tabla 2.4. Índices de Frecuencia (%F), abundancia (%N) e importancia relativa (%IIR) para ítems zooplactónicos presentes en los contenido gástricos analizados durante los años 2011 al 2013, en la X y XI Regiones.

Items	X Región			XI Región		
	%F	%N	%IIR	%F	%N	% IIR
Copépodos pequeños	84.5	94.72	98.71	80	88.57	95.38
Copépodos grandes	8.1	0.57	0.06	40	5.71	3.07
Eufáusidos	24.5	3.95	1.19	0	0.00	0.00
Isopodos	1.8	0.17	0.00	20	5.71	1.53
Anfípodos	3.6	0.44	0.02	0	0.00	0.00
Megalopas	1.8	0.06	0.00	0	0.00	0.00
Apendicularias	0.9	0.91	0.01	0	0.00	0.00
Zoeas	2.7	0.07	0.00	0	0.00	0.00

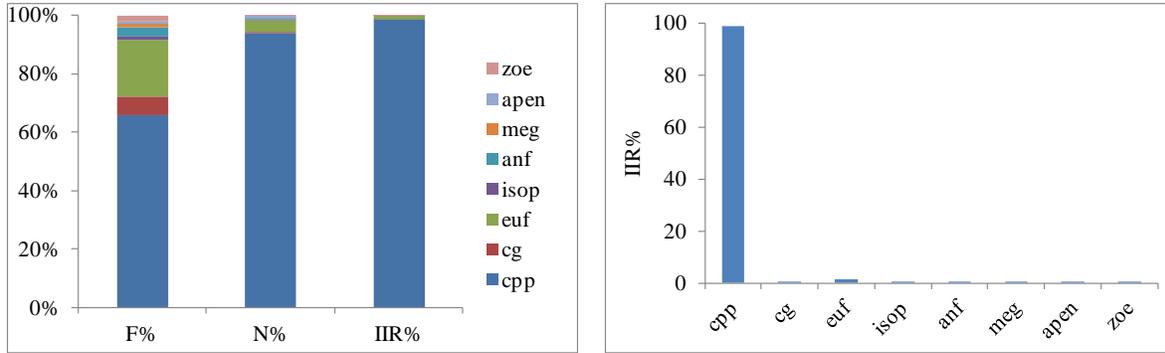


Figura 2.2. Índices de frecuencia (%F); abundancia (%N) e Importancia Relativa (%IIR%) de los ítems zooplanctónicos identificados en contenidos gástricos de *Sprattus fuegensis* colectados en la X región entre 2011-2013. Panel derecho muestra separadamente el %IIR de cada ítem.

Se identificó nueve grupos taxonómicos de fitoplancton en los contenidos gástricos de 46 individuos de *Sprattus fuegensis* colectados en el año 2013, los que corresponden a *Coscinodiscus*, *Pseudonitzschia*, *Rhizosolenia*, *Chaetoceros*, *Asterionellopsis*, *Thalassiosira*, *Skeletonema*, diatomeas pennadas y, otras diatomeas céntricas (Tabla 2.5).

Las mayores frecuencias de ocurrencia correspondieron a los ítems diatomeas céntricas y diatomeas pennadas, seguidas de *Chaetoceros* y *Asterionellopsis*. En términos de importancia relativa, el grupo otras diatomeas céntricas dominó con un IIR >52%. En segundo lugar se destaca el grupo diatomeas pennadas (24%), seguido por el grupo *Chaetoceros* (IIR=18%). Los demás grupos fitoplanctónicos presentaron valores de IIR < 3% (Fig. 2.3).

Tabla 2.5. Índices para los ítems fitoplanctónicos en contenidos gástricos de individuos provenientes de la X Región. Nomenclatura: Cosci= Coscinodiscus; pseudo= Pseudonitzschia; rhizos= Rhizosolenia; chae= Chaetoceros; cen= Céntricas; penn= Pennadas; aste= Asterionellopsis; thal= Thalassiosira y ske= Skeletonema.

Ítems	X Región			Zona Costera Chiloé			Zona Costera Continental		
	F%	N%	IIR%	F%	N%	IIR%	F%	N%	IIR%
Cosci	8.6	6.2	1.2	4.2	0.6	0.0	18.2	6.2	2.1
Pseudo	14.3	0.0	0.0	20.8	5.7	2.1	0.0	0.0	0.0
Rhizos	5.7	0.0	0.0	8.3	0.9	0.1	0.0	0.0	0.0
Chae	31.4	27.5	18.7	25.0	12.3	5.6	45.5	27.5	23.3
Cen	65.7	36.8	52.4	62.5	30.2	34.2	72.7	36.8	49.9
Penn	65.7	17.1	24.3	66.7	47.2	57.0	63.6	17.1	20.2
Aste	20.0	7.0	3.0	16.7	3.1	0.9	27.3	7.0	3.5
Thal	2.9	4.7	0.3	0.0	0.0	0.0	9.1	4.7	0.8
Ske	2.9	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	9.1	0.8	0.1

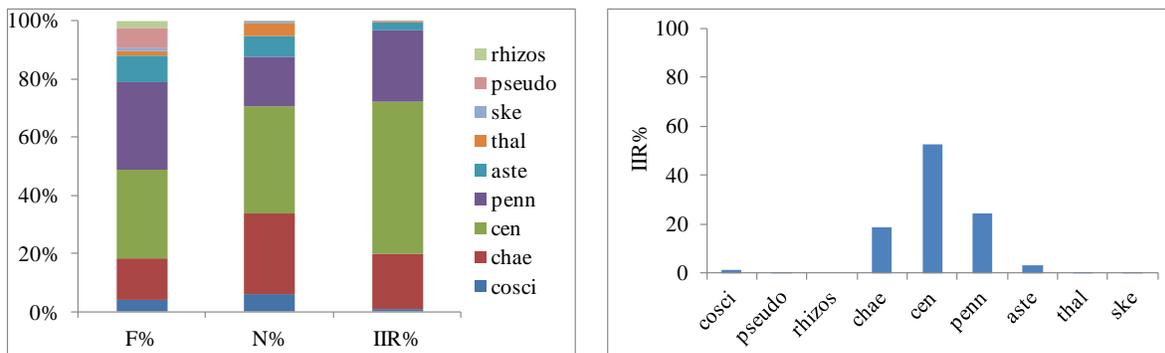


Figura 2.3. Índices de frecuencia (%F); abundancia (%N) e Importancia Relativa (%IIR%) de los ítems fitoplanctónicos identificados en contenidos gástricos de *Sprattus fuegensis* colectados en la X región entre 2011-2013. Panel derecho muestra separadamente el %IIR de cada ítem.

Contenidos gástricos de *Sprattus fuegensis* entre zonas de la X Región

En el año 2013 el número de estómagos de sardina austral que presentó zooplancton en su contenido gástrico varió considerablemente entre las distintas zonas de la X Región (Fig.2.4). De las 13 muestras con contenido gástrico de sardina austral en la zona costera continental, sólo 1 estómago presentó zooplancton, encontrándose únicamente un ítem reconocible (copépodos grandes, IIR = 100%). En la zona costera de Chiloé hubo 100 estómagos de sardina austral (total: 248) que presentaron contenido de zooplancton, de los cuales se pudo reconocer 2 grupos taxonómicos. De ellos, el grupo copépodos pequeños fue el más importante con IIR > 98%, siendo los eufásidos el ítem secundario. Dado que el número de estómagos fue muy reducido en la zona costera continental (1 estómago de sardina austral con zooplancton reconocible), no es posible arribar a conclusiones robustas.

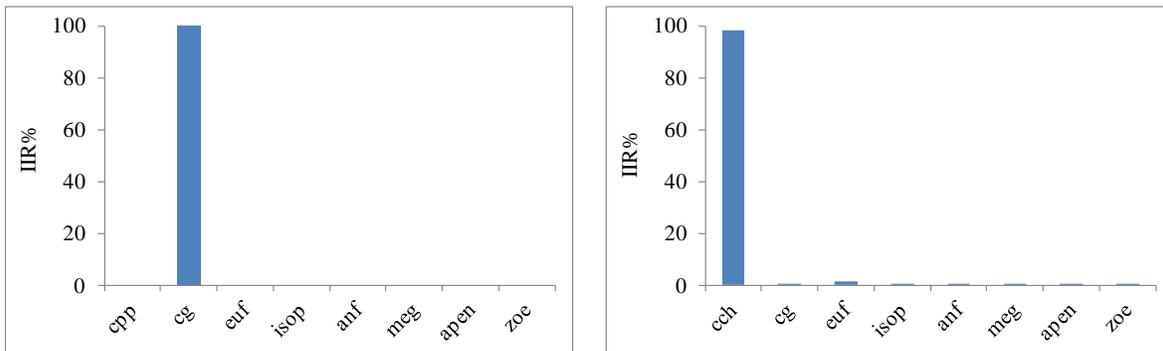


Figura 2.4. Índices de Importancia Relativa (%IIR%) de los ítems zooplanctónicos identificados en contenidos gástricos de *Sprattus fuegensis* colectados en la zona costera continental (panel izquierdo) y zona costera de Chiloé (panel derecho) en la X Región durante el 2013.

Al comparar entre zonas los estómagos de sardina austral con fitoplancton en el contenido gástrico, se encontró que los 3 grupos dominantes fueron los mismos en ambas zonas (diatomeas pennadas, otras diatomeas céntricas y *Chaetoceros*). Sin embargo, se identificó un mayor número de grupos fitoplanctónicos en la zona costera continental (9 grupos

taxonómicos) comparado con la zona costera de Chiloé (7 grupos) (Tabla 2.5). Además, las diatomeas dominantes en la zona costera Continental fueron las diatomeas pennadas a diferencia de la zona de Chiloé donde dominaron las diatomeas céntricas (Fig. 2.5).

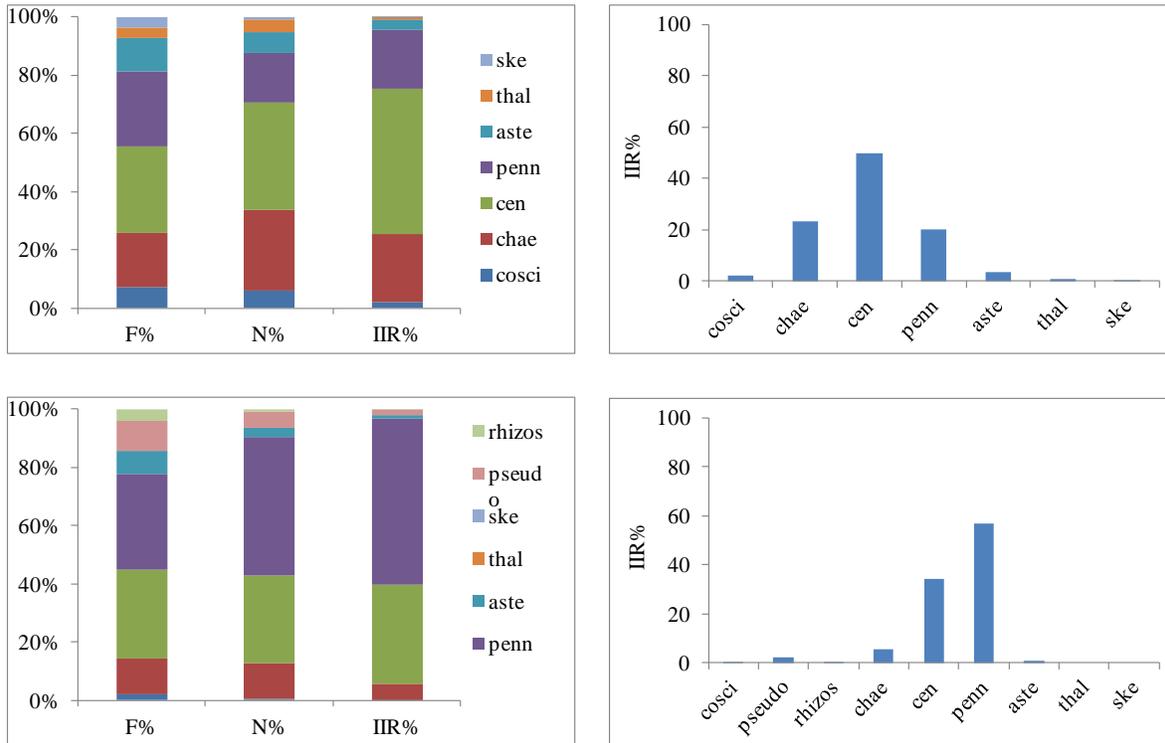


Figura 2.5. Índices de frecuencia (%F), abundancia (%N) e Importancia Relativa (%IIR%) de los ítems fitoplanctónicos identificados en contenidos gástricos de *Sprattus fuegensis* colectados en la zona costera continental (panel superior izquierdo) y zona costera de Chiloé (panel inferior izquierdo), en la X Región el 2013. Paneles derechos muestran separadamente el %IIR en cada zona.

Al comparar los contenidos gástricos de sardina austral en términos de fitoplancton y zooplancton, se observó que todos los estómagos que contenían zooplancton presentaron también fitoplancton. Sin embargo, no todos los estómagos que contenían fitoplancton

presentaron zooplancton. Al comparar las frecuencias de ocurrencia de los distintos ítems, se observó que en el caso del zooplancton existió siempre un solo grupo taxonómico dominante en la dieta con >80% de presencia en todos los estómagos (copépodos pequeños o copépodos grandes). En el caso del fitoplancton, hubo menor diferencia entre los distintos ítems en todas las zonas (Tablas 2.4 y 2.5) con 4 grupos presentando %F >20%.

Normalmente, en el caso de peces zooplanctófagos y carnívoros la estimación de la importancia de los distintos ítems en la dieta incorpora en los cálculos de IIR todos los ítems ingeridos. En este estudio no se combinó los datos de fitoplancton y zooplancton en el cálculo de índices de importancia relativa. Esto se explica porque como no se cuenta con información del peso de las células de fitoplancton, los IIR resultantes para el fitoplancton (solo %F x %N) siempre serán muchísimo mayores al zooplancton; las abundancias de los distintos grupos de fitoplancton por estómago son, en promedio, 3 órdenes de magnitud mayores a las de los taxa de zooplancton. Entonces, para determinar la importancia relativa de cada uno de los ítems presa o del fitoplancton vs. el zooplancton con el tipo de datos disponibles se recomienda estimar los contenidos de carbono o determinar el nivel trófico de la especie en distintas zonas y periodos. Este segundo aspecto se cubre más adelante en este objetivo.

Comparación de contenidos gástricos entre estaciones del año en la X Región

La comparación estacional se efectuó considerando sólo muestras de contenidos gástricos de individuos de sardina austral colectados en la zona costera de Chiloé, que es donde se logró obtener individuos en 3 estaciones del año (verano, otoño e invierno). El número de individuos de sardina austral con contenido gástrico fue muy dispar entre estaciones del año, con un máximo en otoño (94 individuos) y luego con bajos números en verano e invierno con 4 y 3 individuos, respectivamente.

En la Tabla 2.6 se resume los aspectos más relevantes del análisis, a saber: i) durante otoño ocurrió la mayor diversidad de presas en los contenidos gástricos (8 ítems diferentes). Por otro lado, la diversidad fue baja en invierno y verano con sólo 2 ítems en invierno

(eufáusidos y anfípodos) y sólo 1 en verano (copépodos pequeños); ii) si se considera el tamaño de las presas, este aumenta a medida que transcurre el año. En efecto, en verano dominan copépodos pequeños, en otoño el rango de tamaños y taxa de presas se amplía, y en invierno aparecen las presas de mayor tamaño representadas por eufáusidos y anfípodos. Estos cambios de talla de las presas se evidencian también en los cambios inversos de frecuencia de ocurrencia (%F) y frecuencia numérica o abundancia (%N) entre copépodos (100%F en verano, 85.1%F en otoño y 0%F en invierno) y eufáusidos (0%F en verano, 26.6%F en otoño y 100%F en invierno).

Tabla 2.6. Índices de Frecuencia (%F), abundancia (%N) e importancia relativa (%IIR) para ítems zooplactónicos presentes en contenidos gástricos de sardina austral provenientes de individuos de la zona costera de Chiloé durante los meses de verano, otoño e invierno del año 2013. Número de individuos analizados por zona se presentan en la Tabla 2.3.

Items	VERANO			OTOÑO			INVIERNO		
	F%	N%	IIR%	F%	N%	IIR%	F%	N%	IIR%
Cch	100.0	100.0	100.0	85.11	94.64	98.58	0.00	0.00	0.00
Cg	0.00	0.00	0.00	8.51	0.45	0.05	0.00	0.00	0.00
Euf	0.00	0.00	0.00	26.60	4.14	1.35	100.00	80.60	89.23
Isop	0.00	0.00	0.00	2.13	0.20	0.01	0.00	0.00	0.00
Anf	0.00	0.00	0.00	3.19	0.40	0.02	50.00	19.40	10.77
Meg	0.00	0.00	0.00	2.13	0.07	0.00	0.00	0.00	0.00
Apen	0.00	0.00	0.00	1.06	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00
Zoea	0.00	0.00	0.00	3.19	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00

Análisis de contenidos gástricos en la XI Región para los años 2011 y 2013

De los 179 individuos de sardina austral provenientes de la XI Región, cuyos contenidos gástricos fueron analizados, sólo 5 presentaron contenidos identificables (3 individuos el 2011 y 2 individuos el 2013). Únicamente 3 ítems zooplanctónicos fueron identificados en

los contenidos gástricos el año 2013, a saber, copépodos pequeños (< 1mm cefalotórax), copépodos grandes (>1mm cefalotorax) e isópodos (Tabla 2.4). De ellos, los copépodos pequeños y grandes fueron los más frecuentes. En términos del índice de abundancia, los copépodos pequeños sobresalieron notoriamente (88%) comparados con los otros dos ítems que presentaron abundancias similares (5.7%). En términos de importancia relativa, los copépodos pequeños son el ítem más importante con IIR > 95% (Fig.2.6).

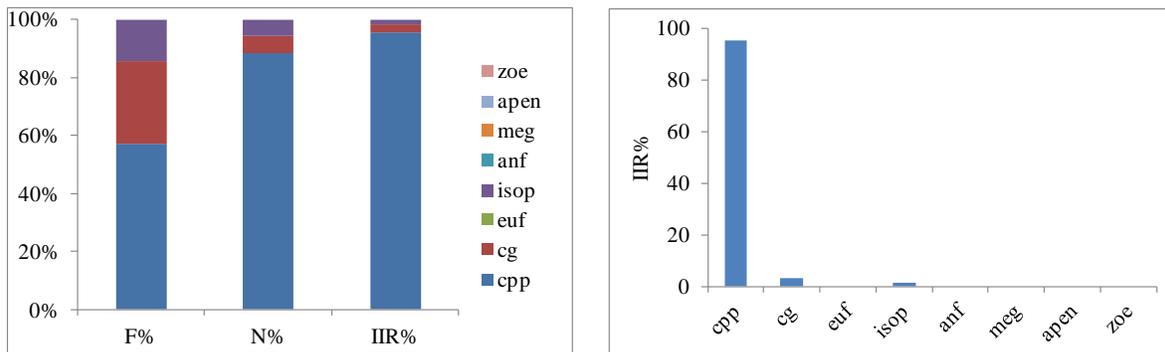


Figura 2.6. Índices de frecuencia (%F); abundancia (%N) e Importancia Relativa (%IIR%) de los ítems zooplanctónicos identificados en contenidos gástricos de *Sprattus fuegensis* colectados en la XI Región entre 2011-2013. Panel derecho muestra separadamente el %IIR de cada ítem.

Comparación de contenidos gástricos entre las regiones X y XI

En ambas regiones los copépodos pequeños dominaron el contenido de zooplancton con IIR > 95%. El siguiente taxón en importancia relativa varió entre regiones; en la X Región correspondió a eufáusidos, mientras que en la XI Región fueron los anfípodos. Estas diferencias entre la X y la XI Región, aunque interesantes, deben ser tomadas con cautela. En efecto, el bajo número de estómagos de sardina austral con contenido gástrico, especialmente en la XI Región, no permitió un análisis robusto. Sin embargo, se puede mencionar que en Argentina los anfípodos y copépodos grandes son las presas más importantes en la dieta de *S. fuegensis* (Ramírez, 1976).

Comparación del contenido gástrico de *Sprattus fuegensis* entre años

En el presente estudio se obtuvo un bajo número de individuos de sardina austral con contenidos gástricos con zooplankton como para realizar una comparación de una misma estación del año entre años distintos (Tabla 2.3). Entonces, para estimar posibles variaciones en la dieta entre años se procedió a comparar nuestros resultados de la zona costera de Chiloé en otoño e invierno con los resultados reportados por Aranís et al. (2012) para la misma zona y las mismas estaciones del año. En ese estudio se analizó 303 individuos de *Sprattus fuegensis*, de los cuales 86 presentaron contenido gástrico. De ellos, 63 fueron clasificados en la categoría “semidigerido”, mientras que los demás fueron clasificados como “digeridos”. Los mismos autores reportan 10 ítems en los contenidos gástricos, a saber: eufáusidos, zoeas, megalopas, anfípodos, copépodos, ostrácodos, peces, huevos indeterminados y restos de crustáceos y restos de peces (Tabla 2.7). Entonces, el estudio de Aranís et al. (2012) identificó tres ítems que no fueron encontrados en el presente estudio para el año 2013, a saber: ostrácodos, peces y huevos. Sin embargo, a excepción de los restos de crustáceos (27%F), los porcentajes de frecuencias acumuladas de todos esos ítems no sobrepasaron el 23%. El ítem eufáusidos presentó la mayor frecuencia (22%F), seguido por zoeas (20%F) y anfípodos (12%F). En términos de frecuencia numérica (%N) e IIR%, las larvas de zoea dominaron ampliamente con %N>87% e IIR%> 89%.

Al desagregar la data por estaciones del año - infortunadamente Aranís et al. (2012) no indican el número de individuos con contenido identificable por estación- se puede constatar que: i) los crustáceos dominaron la dieta en todas las estaciones analizadas, ii) el número de taxa diferentes no varió considerablemente entre estaciones del año (4-5, más restos de crustáceos o peces); iii) las menores frecuencias de ocurrencias de copépodos y las mayores frecuencias de eufáusidos tuvieron lugar en invierno; iv) en otoño las mayores frecuencias entre todos los ítems correspondieron a eufáusidos y anfípodos; y, v) se observó un notorio aumento en la frecuencia de zoeas durante primavera (Tabla 2.8)

Tabla 2.7. Índices de Frecuencia (%F), abundancia numérica (%N) e importancia relativa (%IIR) para ítems zooplactónicos presentes en la zona Costera de Chiloé durante el año 2011. Data extraída de Tablas 15 y 16 de Aranis et al. (2012).

Ítems	Año 2011		
	%F	%N	%IIR
Copépodos	12.79	6.59	2.22
Eufáusidos	22.09	2.41	5.55
Anfípodos	10.47	1.42	0.93
Megalopas	1.16	0.08	0.003
Zoeas	20.93	87.93	89.39
Ostrácodos	2.33	0.08	0.00
Peces	0.00	0.04	0.00
Huevos indeterminados	0.00	0.04	0.00
Restos de peces	1.16	0.04	0.00
Restos de crustáceos	26.74	1.38	1.91

Tabla 2.8. Índices de abundancia numérica (%N) para ítems zooplactónicos presentes en la zona costera de Chiloé durante los meses de otoño, invierno y primavera del 2011 (data de Aranís et al., 2012) y de otoño, invierno y verano del año 2013 (presente estudio).

Ítems	2011 - %N			2013 - %N		
	OTOÑO	INVIERNO	PRIMAVERA	OTOÑO	INVIERNO	VERANO
Copépodos pequeños	-	-	-	94.64	0.00	100
Copépodos Grandes	-	-	-	0.45	0.00	0.00
Copépodos totales	6.82	1.16	6.78	-	-	-
Eufáusidos	32.95	39.53	0.00	4.14	80.60	0.00
Isopodos	-	-	-	0.20	0.00	0.00
Anfípodos	38.64	0.00	0.12	0.40	19.40	0.00
Megalopas	0.00	0.00	0.08	0.07	0.00	0.00
Apendicularias	-	-	-	0.02	0.00	0.00
Zoeas	0.00	47.67	92.53	0.08	0.00	0.00
Ostrácodos	2.27	0	0.00	-	-	-
Peces	0.00	1.16	0.00	-	-	-
Huevos indeterminados	0.00	1.16	0.00	-	-	-
Restos de peces	0.00	1.16	0.00	-	-	-
Restos de crustáceos	19.32	8.14	0.49	-	-	-

3.2.3. Actividad 2: Distribución del zooplancton más importante de la dieta de *S. fuegensis* en fiordos y canales de la Patagonia chilena

Fuentes de información

La información de contenidos gástricos de *S. fuegensis* en el presente estudio señaló a copépodos y eufáusidos como los ítems zooplanctónicos predominantes. En esta sección se describe la distribución horizontal de estos grupos funcionales (copépodos pequeños < 1 mm, copépodos grandes > 1mm, y eufáusidos totales) a partir de datos obtenidos en dos

grupos de cruceros realizados en la Patagonia chilena: los cruceros hidroacústicos del 2010 (Proyecto Subsecretaría de Pesca) y los cruceros del programa CIMAR. Se analizó las muestras de zooplancton colectadas desde superficie hasta los 50m de profundidad mediante arrastres oblicuos estratificados con red tipo Tucker trawl (300 μ m trama, 0.25 m² y 1 m² área de boca en cruceros Hidroacústicos y Cimar, respectivamente), que fueron fijadas en formalina al 10% y analizadas posteriormente en el Laboratorio de Oceanografía Pesquera y Ecología Larval (LOPEL) de la Universidad de Concepción.

Distribución de zooplancton X y XI Regiones

Como parte del proyecto de evaluación acústica de sardina austral financiado por la Subsecretaría de Pesca, durante diciembre 2010 y enero 2011 se realizó cruceros orientados a obtener información hidroacústica de las tres especies de pelágicos pequeños en la X y XI Regiones, a saber: anchoveta, sardina común y sardina austral, además de las condiciones hidrográficas durante el crucero. Los dos cruceros abarcaron las zonas más someras (costeras), correspondientes a las áreas de prospección acústica de peces adultos en la X región (33 estaciones) y XI región (30 estaciones). En cada crucero se colectó, adicionalmente, muestras de zooplancton con una red tipo Tucker Trawl (0.25m² área de boca, 300 μ m de trama). En esta sección se presenta los mapas con la distribución de copépodos pequeños y grandes, de copépodos totales (ambos en conjunto), y de eufáusidos, desde superficie a 50 m de profundidad.

Los mapas de distribución señalan mayor número de estaciones con altas abundancias de copépodos grandes que de copépodos pequeños. El número total de estaciones con las más altas concentraciones de copépodos (círculos rojos en la Fig.2.7) fue similar entre los dos grupos de tamaños de individuos (6 estaciones c/u) habiendo un mayor número de estaciones con altas abundancias de copépodos grandes en la X Región (4 estaciones) comparado con la XI región (2 estaciones). Las concentraciones de eufáusidos fueron inferiores a las de copépodos en todas las zonas estudiadas, presentándose sólo una estación

con una mayor concentración de eufáusidos en la zona interna el Golfo de Corcovado, en las proximidades de las Islas Desertores (X Región).

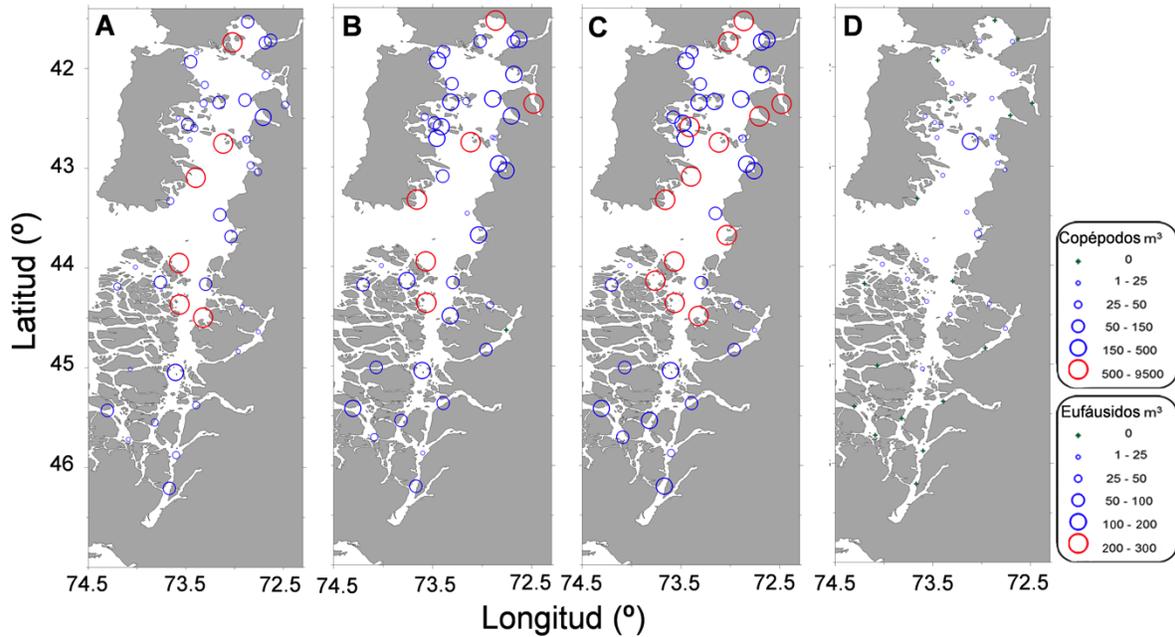


Figura 2.7. Distribución y abundancia de copépodos A) chicos (< 1mm), B) copépodos grandes (>1mm), C) copépodos totales, y D) eufáusidos totales en el estrato (0-50m) durante diciembre 2010 a enero 2011, X-XI Regiones (Cruceros Hidroacústicos)

Distribución de zooplancton dominante en la dieta de *S. fuegensis* a lo largo de la Patagonia chilena

Para el desarrollo de esta actividad se compiló y analizó la información de zooplancton de la zona de aguas interiores (canales y fiordos) de la X a la XII Regiones y se analizó muestras disponibles de zooplancton (0-50m de profundidad) colectadas a lo largo de la Patagonia chilena en el marco de los cruceros del programa CIMAR Fiordos. Las muestras del programa CIMAR analizadas corresponden a la serie de cruceros primaverales (octubre

y noviembre) llevados desde el año 2006 hasta el 2010. En cada crucero se cubrió un área diferente, progresivamente desde la X a la XII Regiones, a saber:

- 1) 2006 CIMAR 12, desde F. Reloncaví (41°33'S) a Boca del Guafo (42°43'S) en la X Región;
- 2) 2007 CIMAR 13, desde Boca del Guafo a Laguna San Rafael (46°26'S) en la XI Región;
- 3) 2008 CIMAR 14, desde Golfo de Penas hasta Canal Trinidad (50°07'S) en la XI Región;
- 4) 2009 CIMAR 15, desde canal Trinidad a Canal Smyth (52°45'S) en la XII Región;
- 5) 2010 CIMAR 16, desde Punta Arenas a Cabo de Hornos (55°58'S) en la XII Región.

Para describir las distribuciones en el plancton de los ítems más abundantes (copépodos y eufáusidos) en los contenidos gástricos de *S. fuegensis* se generó mapas de toda la Patagonia que integraron los resultados de abundancias en todos los cruceros conjuntamente (Fig.2.8). Primero, la inspección de las distribuciones muestra que las abundancias de copépodos fueron mayores a las de eufáusidos en todas las regiones. Segundo, mientras las mayores abundancias de eufáusidos se encuentran frente a Boca del Guafo-Golfo Corcovado (X Región) (y secundariamente en estaciones en aguas interiores de la X Región y Fiordo Aysén en la XI Región norte, y alrededor del Canal Beagle en la XII Región), los copépodos presentaron sus más altas abundancias repartidas ampliamente al sur de los 47°S. Las más altas concentraciones de copépodos ocurrieron en un grupo de estaciones en la zona del Estrecho de Magallanes en la XII Región mientras que en la zona norte, solo en dos estaciones frente a la Boca del Guafo.

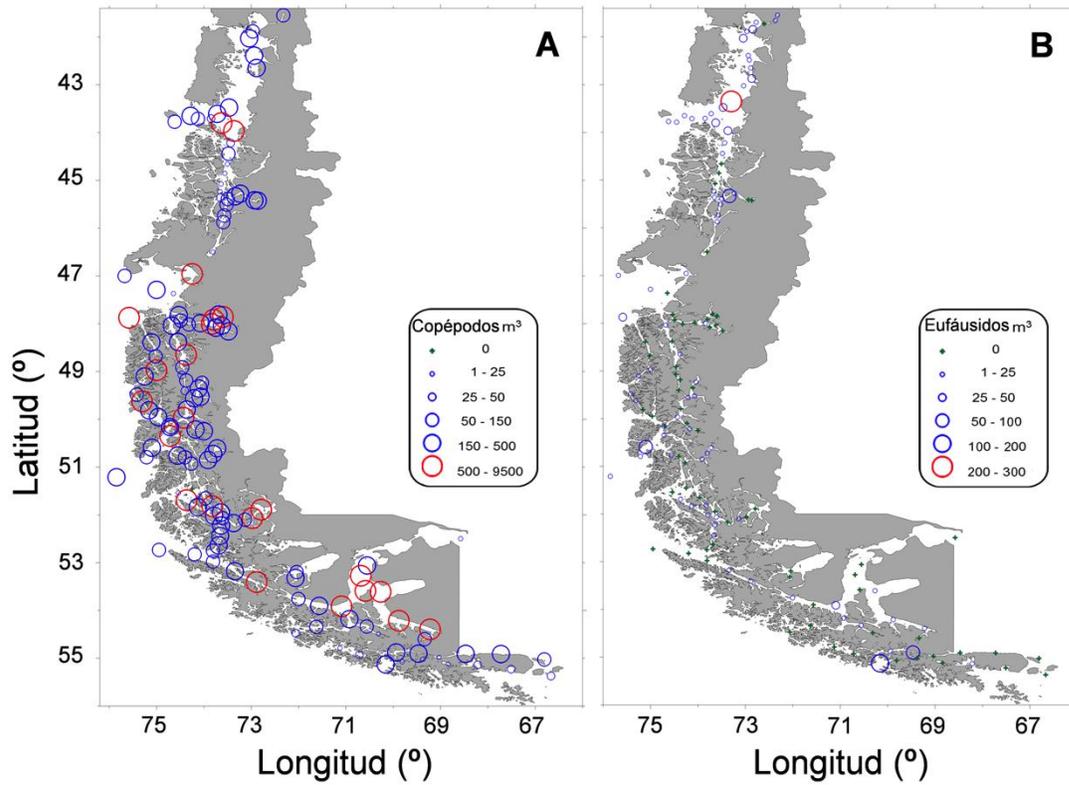


Figura 2.8. Distribución de copéodos totales y eufáusidos totales, colectados en primavera durante los cruceros CIMAR Fiordos 11-16. Nota: esta figura representa combinación de la data de los 5 cruceros.

3.2.4. Actividad 3: Información reportada de tramas tróficas y flujo de carbono desde productores primarios

En esta sección se analiza la información reportada en la literatura sobre contenidos gástricos de *S. fuegensis* y la base de las tramas tróficas que sustentan esta especie en la Patagonia chilena, incluyendo estimaciones de flujos de carbono desde los productores primarios hasta el nivel de peces planctófagos como la sardina fueguina en distintas localidades y estaciones del año.

Información previa de contenidos gástricos de *S. fuegensis*

Información de análisis de contenidos gástricos de sardina austral ha sido posible obtener sólo de un informe final de una pesca de investigación en Chile (Aranis et al., 2012), y también de solo una publicación en Argentina (Ramirez, 1976). En esta sección se agrega la comparación de esos resultados publicados con los obtenidos en el presente estudio.

En Chile, la información disponible de contenidos gástricos de sardina austral corresponde a adultos colectados en la X Región y en ella se señala que la sardina austral que habita en las aguas interiores de Chiloé presenta una dieta conformada principalmente de crustáceos, principalmente larvas del tipo zoea, y secundariamente eufáusidos y copépodos. Se identificaron también anfípodos e incidentalmente se observaron larvas megalopas, huevos, ostrácodos y restos de peces. El análisis cualitativo realizado a través de la presencia o ausencia de un ítem (método de frecuencia de ocurrencia) indicó predominio de dos grupos zooplanctónicos (larvas zoeas y eufáusidos). Los análisis cuantitativos (método numérico y gravimétrico) señalaron un importante predominio del grupo larvas zoea. La composición trófica en escala estacional, indicó para otoño e invierno una dieta basada en eufáusidos (Fig.2.9). En otoño, secundariamente destacó la presencia de anfípodos y en primavera el ítem larvas zoeas dominó la dieta de sardina austral. Respecto a la posible ingestión de fitoplancton, los autores señalan que los métodos utilizados no permiten determinar su grado de participación en la dieta.

La información disponible en Argentina señala que en verano existiría una gran cantidad de miscidaceos (posiblemente de origen bentónico) en los tractos digestivos de sardina austral, seguidos de copépodos calanoideos (4 especies), pasando estos últimos a dominar en la dieta durante el otoño. El estudio concluye señalando que la sardina fueguina se alimenta de especies del mesozooplancton por filtración branquial (microfagia) o del macrozooplancton por captura activa (macrofagia). El mesozooplancton ingerido está representado por formas herbívoras por lo que esta especie ocupa el segundo eslabón de la cadena trófica, y que el macrozooplancton incluye formas carnívoras, en cuyo caso la especie ocupa también el tercer nivel trófico o formas detritívoras que la relacionan con una red trófica dispersa (eslabones III a VI).

De acuerdo con Aranís et al.(2007), la sardina austral presenta características particulares, como poseer dientes sobre la lengua y bajo número de branquispinas en la rama inferior del primer arco branquial (menos de 45), dándole una menor facultad de filtración de presas grandes y al poseer dientecillos, lo confirmaría como un organismo más zooplanctófono en tallas intermedias (adulto).

Investigaciones en sardinas de otras latitudes como la sardina crinuda en el Golfo de California (*Opisthonema libertate*), han reportado que las diatomeas ocuparon la mayor proporción en la dieta según porcentajes numéricos. El resto de los componentes lo conformaron los crustáceos, huevos de peces, dinoflagelados y protozoarios. Los mismos autores definieron dos procesos de captura de las presas: la filtración y el ataque por medio del mordisqueo, indicando que por medio del primer mecanismo se ingiere a las diatomeas y larvas de crustáceos. En el caso de los dinoflagelados, huevos de peces, copépodos, anfípodos, ostrácodos y eufásidos, se emplean tanto la filtración como el mordisqueo. Lo anterior dependería del tamaño de la presa, aspecto que podría ser un elemento coincidente con sardina austral considerando la presencia de dientecillos en boca y lengua.

Información previa sobre base de las tramas tróficas que sustenta a *S. fuegensis* y flujo de carbono

Información de las posibles tramas tróficas y flujo de carbono que sustentan a esta y otras especies de peces pelágicos pequeños que cohabitan la zona norte de la Patagonia ha sido publicada recientemente (González et al. 2010; González et al., 2011; González et al., 2013; Paves et al. 2013; Paves et al., 2014). Para la zona norte de la Patagonia (Fiordo del Reloncaví a Boca del Guafo) se ha reportado diferencias en productividad y estructura de la trama trófica pelágica entre las estaciones de primavera e invierno (González et al., 2010). Un incremento de la productividad primaria en casi dos órdenes de magnitud (42 vs $1982 \text{ mgCm}^{-2}\text{d}^{-1}$) y de flujo vertical de carbono orgánico particulado al doble (334 vs $725 \text{ mgCm}^{-2}\text{d}^{-1}$) ocurriría desde invierno a primavera (Fig.2.10).

La razón entre la producción bacteriana y producción primaria disminuiría de 3.7 a 0.2 , sugiriendo un cambio de trama trófica microbiana dominante en invierno a una trama trófica basada en diatomeas. El carbono para consumo por herbívoros durante primavera sería sostenido por el microplancton (principalmente diatomeas) y resultaría en un aumento en la exportación de carbono desde la capa fótica via pellets fecales y diatomeas no digeridas. En invierno, la herbivoría sería sostenida por el nanoplancton y resultaría en menores tasas de exportación fuera de la capa fótica.

En la zona al sur de la Boca del Guafo hasta la Laguna de San Rafael, las diferencias estacionales en productividad debido a variaciones en la topografía ocurrirían a lo largo del Canal Moraleda y en menor grado en fiordos y canales laterales como Aysén y Puyuguapi. En invierno se constató altos valores de nutrientes, pero bajos valores de productividad primaria (153 - $310 \text{ mgCm}^{-2}\text{d}^{-1}$) (Fig.2.11). En primavera hubo un notorio aumento en productividad marcado por un fuerte gradiente norte-sur a lo largo del Canal Moraleda, con máximos valores en el sector norte ($5167 \text{ mgCm}^{-2}\text{d}^{-1}$) y mínimos en el sector sur ($742 \text{ mgCm}^{-2}\text{d}^{-1}$). En el sector norte hubo un cambio en la estructura de la comunidad desde una basada en el anillo microbiano durante el invierno, a una trama clásica basada en diatomeas grandes durante primavera. El sector sur estuvo dominado por una trama trófica basada en pequeñas diatomeas y bacterias en ambas estaciones del año. En los fiordos Puyuguapi y

Aysén la productividad primaria presentó escasa variación estacional ($800 \text{ mgCm}^{-2}\text{d}^{-1}$), mientras que los flujos verticales aumentaron significativamente de invierno a primavera (168 vs $266 \text{ mgCm}^{-2}\text{d}^{-1}$).

En la cuenca del Baker, ubicada más al sur, también se ha observado una notoria disminución en productividad primaria neta durante la primavera. El gradiente sería desde la zona interior cercana a la desembocadura hasta la zona más oceánica (360 vs $1063 \text{ mgCm}^{-2}\text{d}^{-1}$) (Fig. 2.12). En la zona más cercana a la cabeza del fiordo, la productividad primaria estuvo basada en pico y nanoplanton, y los flujos en la comunidad pelágica estuvieron dominados por nanoflagelados heterótrofos y pequeños copépodos. Esto sugiere que la trama trófica dominante en estos ambientes es de tipo microbiano.

Basado en la información publicada desde productores primarios, pasando por el loop bacteriano, zooplancton y hasta los niveles tróficos superiores (aves, merluzas, lobos marinos, etc.). Paves et al. (2013) y Paves et al. (2014) han desarrollado modelos ecotróficos utilizando las plataformas Ecopath with Ecosim (EwE) con el fin de explorar las diferencias en la estructura de las comunidades tróficas y flujos de carbono entre la X y XI Regiones, más particularmente, las cuencas del mar interior de Chiloé y la cuenca del Canal Moraleda. De estos análisis se desprende algunos aspectos generales tales como, por ejemplo, el efecto del loop microbiano sobre la cadena trófica tradicional en cuanto a la producción de material orgánico disuelto (DOM) y particulado (POM). Para los efectos del presente estudio sobresardina austral, destaca información que indica que la biomasa en todos los grupos funcionales analizados fue el doble o más en el mar interior de Chiloé comparada con el Canal Moraleda, diferencia que sería explicada por el tipo de fitoplancton en cada cuenca. Por ejemplo, en el mar interior de Chiloé el fitoplancton es dominado por microfitoplancton, en el Canal Moraleda estaba dominado por nano- y pico fitoplancton. Las diferencias en las biomásas de cada una de estas comunidades pelágicas también generan diferencias en flujos de carbono, consumo, exportación, respiración y producción. Todos estos parámetros fueron alrededor de dos veces mayores en el mar interior de Chiloé comparado con el Canal Moraleda.

La diferencia en productividad en los niveles tróficos superiores (predadores tope) estaría ligada a las diferencias en productividad en los niveles inferiores (fito y zooplancton), lo que explicaría las diferencias en la producción pesquera potencial entre zonas que presentan una captura total 20 veces mayor en la X que en la XI Región. Una de las conclusiones de estos trabajos (Paves et al., 2013) se basa explícitamente en el espectro de tamaño de la biomasa planctónica: “la mayor importancia del microfitoplancton y eufáusidos en el mar interior de Chiloé, comparado con los nanoflagelados y copépodos en el Canal de Moraleda, sugiere que las presas grandes generan un efecto más efectivo en la transferencia trófica hacia los predadores tope”. Las mayores magnitudes de zooplancton, biomasa de peces y de predadores tope, así como de capturas en el mar interior de Chiloé comparado con el Canal de Moraleda, pueden ser consecuencia del mayor tamaño tanto del fitoplancton como del zooplancton más que de la producción primaria *per se* entre localidades.

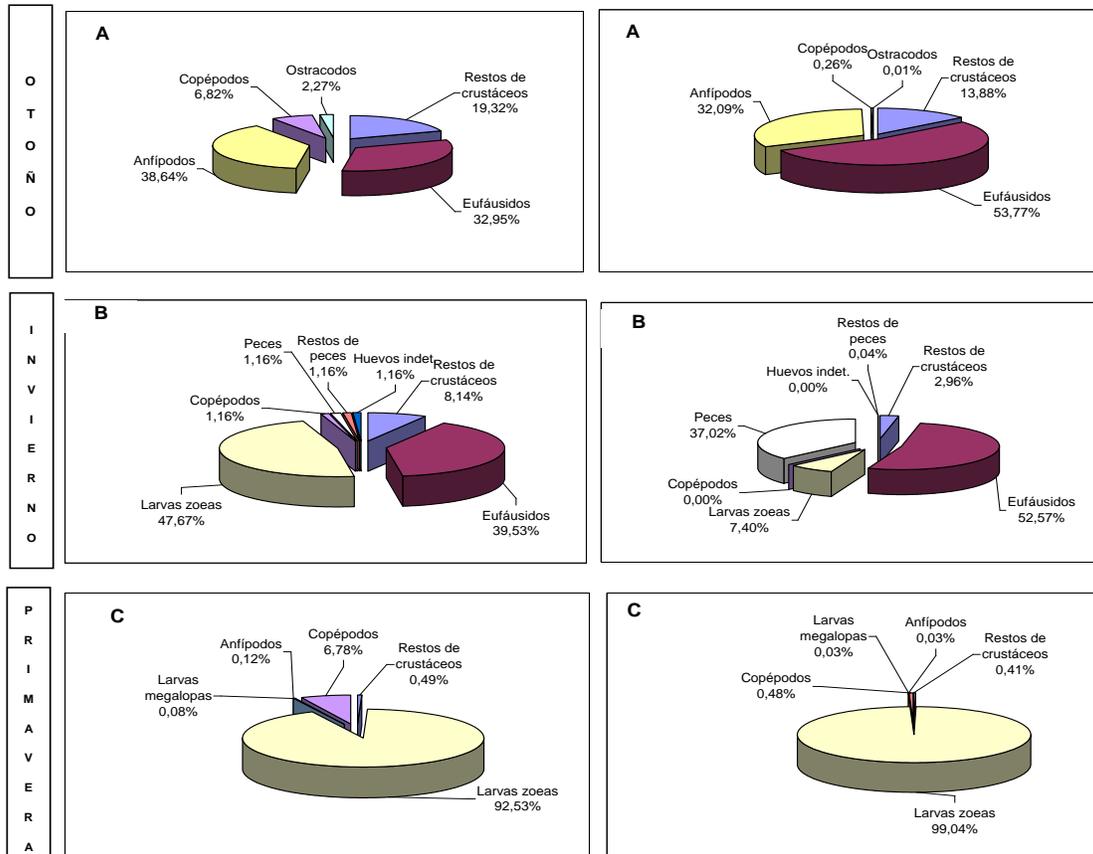


Figura 2.9. Composición trófica del contenido estomacal de sardina austral en distintos periodos del año en la zona aguas interiores, Región de Los Lagos, 2011. Métodos numérico y gravimétrico: (A) otoño, (B) invierno y (C) primavera (tomado de Aranís et al., 2012).

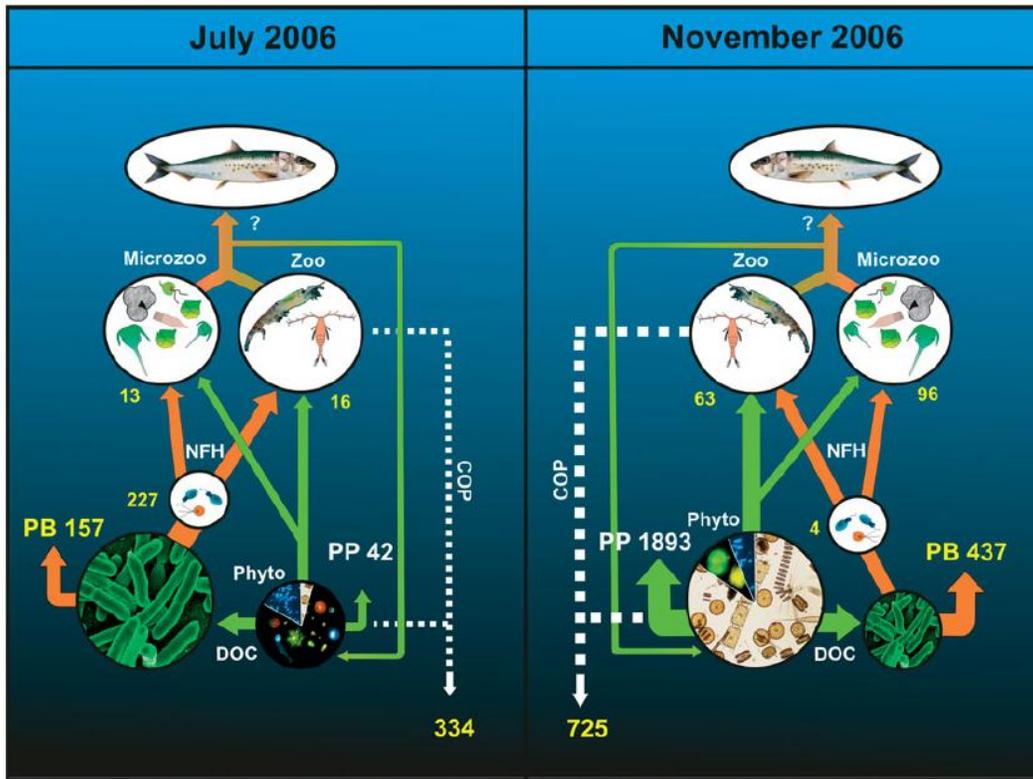


Fig. 7. Conceptual model of carbon flow in Reloncaví Fjord, showing the average values of primary production (PP), bacterial secondary production (BSP), vertical carbon flux, and grazing rates through heterotrophic nanoflagellates (HNF), microzooplankton (Microzoo), and copepods/euphausiids (Zoo) during the study programs conducted at Stn 5 in July and November 2006. All values are given in $\text{mgC m}^{-2} \text{d}^{-1}$. PB, DOC, Phyto, COP and NFH refer to bacterial secondary production, dissolved organic carbon, phytoplankton, particulate organic carbon and heterotrophic nanoflagellates, respectively

Figura 2.10. Flujo de carbono en la trama trófica del Fiordo del Reloncaví en invierno y primavera (tomado de González et al., 2010).

JULY 2007 - NOVEMBER 2007

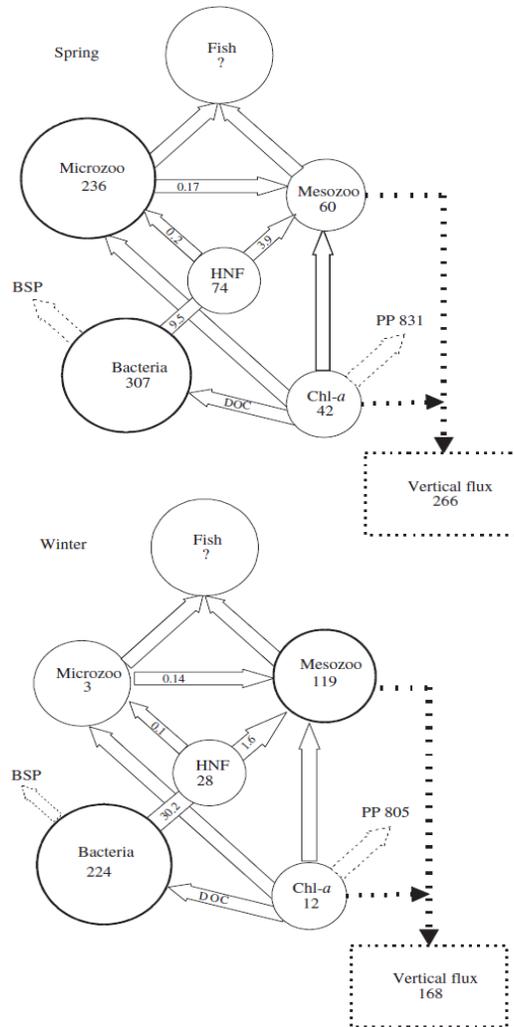
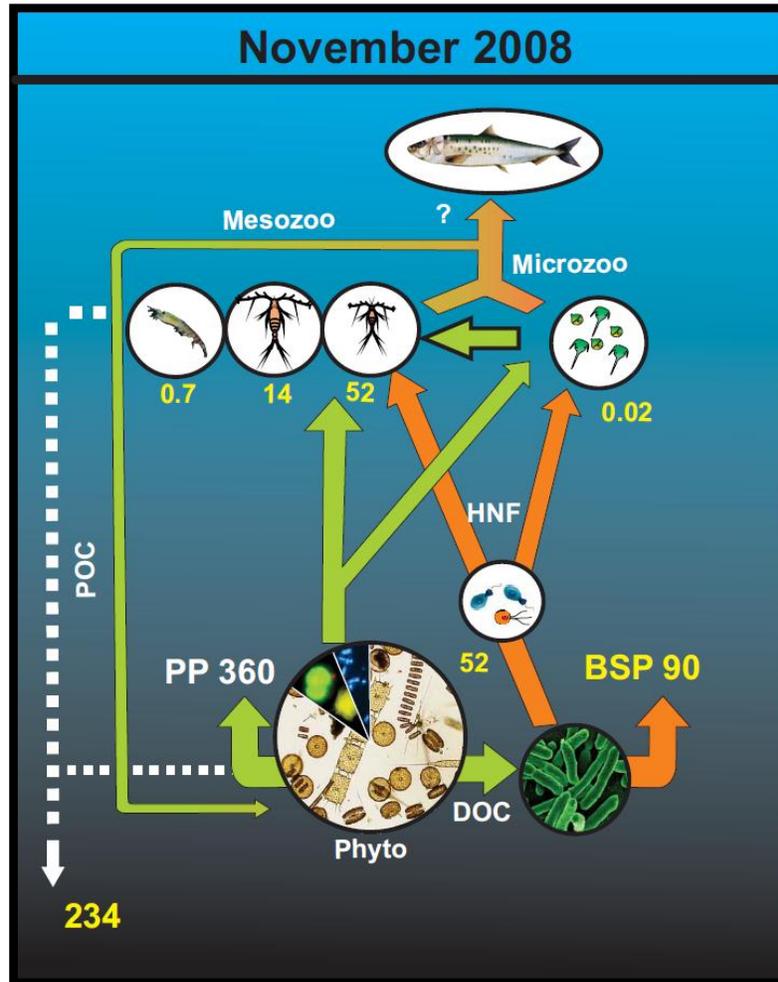


Fig. 11. Integrated (upper 25 m water column) carbon biomasses (within circles, in mgC m^{-2}) and carbon fluxes (within arrows, in $\text{mgC m}^{-2} \text{d}^{-1}$) along the pelagic food web. In addition, the primary production (PP) and carbon export towards the sediments (vertical flux) are shown (dotted arrow and rectangle, in $\text{mgC m}^{-2} \text{d}^{-1}$). Measurements were conducted in spring (upper panel) and winter (lower panel) at the time-series station (St. 79) in Aysen Fjord.

Figura 2.11. Flujos de carbono y tramas tróficas en la zona de Aysén en invierno y primavera (tomado de González et al., 2011).



Conceptual model of carbon flux at the process station in the Martinez Fjord showing the average values of primary production (PP), bacterial secondary production (BSP), vertical carbon flux, and grazing rates through heterotrophic nanoflagellates (HNF), microzooplankton (Microzoo) and mesozooplankton (Mesozoo) split into euphausiids, large and small copepods during November 2008. All values are given in $\text{mgCm}^{-2}\text{d}^{-1}$.

Figura 2.12. Flujo de carbono y trama trófica pelágica en la zona del Baker, durante primavera (tomado de González et al., 2013).

3.2.5. Actividad 4: Estimación del nivel trófico de *S. fuegensis* mediante el uso de isótopos estables

El nivel trófico (NT) de *S. fuegensis* se estimó en base al enriquecimiento de $\delta^{15}\text{N}$. De acuerdo a Persic et al. (2004) y Van der Zanden (1997), NT se calcula como sigue:

$$\text{Nivel Trófico (NT)} = \lambda + (\delta^{15}\text{N}_{\text{organismo}} - \delta^{15}\text{N}_{\text{base}}) / 3.4$$

donde $\delta^{15}\text{N}_{\text{organismo}}$ es medido y 3.4 es un promedio de enriquecimiento de $\delta^{15}\text{N}$ por nivel trófico (Post, 2002). Para efectos del presente estudio se calculó un nivel trófico considerando $\lambda=1$ y $\delta^{15}\text{N}_{\text{base}}=5.4$, que corresponde a valores calculados para fitoplancton y obtenidos de literatura (Hobson, 1992). Adicionalmente se calculó el nivel trófico considerando $\lambda=2$ y $\delta^{15}\text{N}_{\text{base}}=10.9$ para la X Región y $\delta^{15}\text{N}_{\text{base}}=11.4$ para la XI Región, que son valores estimados en el presente estudio para copépodos colectados en esas regiones.

Para comparar las estimaciones de nivel trófico de *S. fuegensis* con las distribuciones de zooplancton y contenidos gástricos presentados en secciones anteriores, los resultados de las estimaciones de nivel trófico son agrupados considerando las mismas zonas y periodos usados anteriormente. Los niveles tróficos calculados a partir de data de fitoplancton obtenida en la literatura especializada (NT_1) resultaron en valores más altos que los obtenidos a partir de data de copépodos de las regiones X y XI, que son similares (NT_2) (Tabla 2.9). Sin embargo, las tendencias entre ambos conjuntos de datos son similares entre localidades y fechas. Para la Patagonia Argentina, Ciancio et al. (2008) estimaron un nivel trófico de 3.72 ($\delta^{15}\text{N} = 13.1(0.9)$) para *S. fuegensis* cuando se considera como base a *Euphausia lucens*, que es un organismo herbívoro del zooplancton. Otras especies emparentadas con *S. fuegensis*, tal como *Sprattus sprattus* en la Bahía de Biscaya (Atlántico norte), han presentado $\text{NT}=4.01$ cuando se utiliza análisis isotópico y $\text{NT}=3.67$ mediante modelación con Ecopath (Lasalle et al. 2014).

Tabla 2.9. Valores promedio de $\delta^{15}\text{N}$ (desviación estándar: SD) y estimación del nivel trófico (NT), donde NT_1 = nivel trófico calculado con un $\lambda = 1$ y con $\delta^{15}\text{N}_{\text{base}} = 5.4$ correspondiente a fitoplancton (Hobson, 1992). NT_2 = nivel trófico calculado con valores de $\delta^{15}\text{N}_{\text{base}} = 10.9$ para la X Región y $\delta^{15}\text{N}_{\text{base}} = 11.4$ para la XI Región, que corresponden a los valores calculados en este estudio para copépodos provenientes de ambas regiones.

	Año	Sector	n	$\delta^{15}\text{N}$	NT_1	NT_2
		Total	100			
X REGION	2011	Costera Chiloé	13	15.2(0.4)	3.9	3.3
	2012	Reloncaví	9	14.6(0.4)	3.7	3.1
	2013	Costera Continental	6	14.9(0.2)	3.8	3.2
		Costera Chiloé	72	14.3(0.7)	3.6	3.0
		Total	42			
XI REGION	2013	Intermedia	35	14.6(0.5)	3.7	2.9
		Canales Exteriores	7	14.2(0.3)	3.6	2.8
TOTAL			142			

Al comparar la zona costera de Chiloé entre los años 2011 y 2013 se observa diferencias de la misma magnitud ($\text{NT}_2 = 3.0$ y $\text{NT}_2 = 3.3$) que las encontradas en los valores intra-anales en una misma estación del año, i.e., otoño 2013, entre localidades ($\text{NT}_2 = 2.8-3.2$) (Tabla 2.10). Al respecto, los mayores valores en otoño correspondieron a la zona costera Continental ($\text{NT}_2 = 3.2$), valores intermedios en la zona Costera de Chiloé ($\text{NT}_2 = 3.0$) y los menores de todos en otoño en la zona de canales exteriores de la XI Región ($\text{NT}_2 = 2.8$). Finalmente, las variaciones en nivel trófico inter-estacionales en la zona costera de Chiloé (único lugar donde se puede hacer esta comparación) fueron mínimas ($\text{NT}_2 = 3.3-3.1$).

Al desagregar la data de composición isotópica en función del tamaño de los peces analizados, se observa un aumento del nivel trófico a medida que aumenta la talla del pez, con un punto de inflexión (aun no explicado) entre 11 y 12 cm de longitud (Fig. 2.13). Adicionalmente, y concordante con los datos de nivel tróficos antes señalados, se observó diferencias en el $\delta^{15}N$ entre localidades, las que estarían asociadas con las tallas de los individuos analizados en cada zona (Fig.2.14). En la zona costera continental se habría analizado peces más grandes que tendrían un mayor $\delta^{15}N$ y, consecuentemente, mayor nivel trófico ($NT_2 = 3.2$). En la zona costera de Chiloé se habría analizado un amplio rango de tallas de peces y los valores isotópicos fueron intermedios al igual que el nivel trófico ($NT_2 = 3.0-3.1$).

Tabla 2.10. Valores promedios de $\delta^{15}N$ (desviación estándar: SD) y estimación del nivel trófico (TL) para el año 2013, donde TL 1= nivel trófico calculado con un λ igual a 1 y con valor de $\delta^{15}N_{base}$ de 5.4 correspondiente a fitoplancton (Hobson, 1992). TL 2= nivel trófico calculado con un λ igual a 2 (Post, 2002) y con valores de $\delta^{15}N_{base}$ de 10.9 para la X Región y 11.4 para la XI Región, estos valores corresponden a copépodos estimados en nuestro estudio.

Zona	Sectores	Estación del año	n	$\delta^{15}N$	TL 1	TL 2
X REGION	Costera Continental	Otoño	6	14.9(0.2)	3.8	3.2
		Verano	5	14.6(0.6)	3.7	3.1
	Costera Chiloé	Otoño	62	14.2(0.7)	3.6	3.0
Invierno		5	14.6(0.4)	3.7	3.0	
XI REGION	Intermedia	Otoño	35	14.6(0.5)	3.7	2.9
	Canales Exteriores	Otoño	7	14.2(0.3)	3.6	2.8

Finalmente, en la XI Región (exterior e interior) las tallas de ejemplares de sardina austral fueron menores, las que se asocian a menor $\delta^{15}N$ y nivel trófico ($NT_2 = 2.8-2.9$). Para confirmar la importancia de la talla de los individuos analizados por zona en el valor de

NT, se aplicó modelos lineales generalizados (GLM). Los resultados indican que los modelos que mejor representan las variaciones en $\delta^{15}N$ (menor AIC y mayor varianza explicada) corresponden, justamente, a aquellos que incorporan la talla y zona como factores (Tabla 2.11).

Tabla 2.11. Modelos lineales generalizados (GLM) para analizar el efecto de distintos factores en el NT de *Sprattus fuegensis* en este estudio. El mejor modelo corresponde a aquel con un menor AIC ($\delta^{15}N = \mu + \text{longitud} + \text{sector}$), que explica un 26.3% de la varianza de los datos.

Modelos GLMs	Varianza explicada%	AIC	G. de L.
$\delta^{15}N = \mu + \text{longitud}$	5.8	205.2	118
$\delta^{15}N = \mu + \text{longitud} + \text{año}$	5.8	205.2	118
$\delta^{15}N = \mu + \text{longitud} + \text{zona}$	21.1	185.9	117
$\delta^{15}N = \mu + \text{longitud} + \text{estacionalidad}$	18.8	191.3	116
$\delta^{15}N = \mu + \text{longitud} + \text{sector}$	26.3	181.6*	115
$\delta^{15}N = \mu + \text{longitud} + \text{año} + \text{zona}$	21.1	185.9	117
$\delta^{15}N = \mu + \text{longitud} + \text{año} + \text{estacionalidad}$	18.8	191.3	116
$\delta^{15}N = \mu + \text{longitud} + \text{año} + \text{sector}$	26.3	181.6*	115
$\delta^{15}N = \mu + \text{longitud} + \text{año} + \text{zona} + \text{estacionalidad}$	21.3	189.6	115
$\delta^{15}N = \mu + \text{longitud} + \text{año} + \text{zona} + \text{estacionalidad} + \text{sector}$	26.7	185.0	113

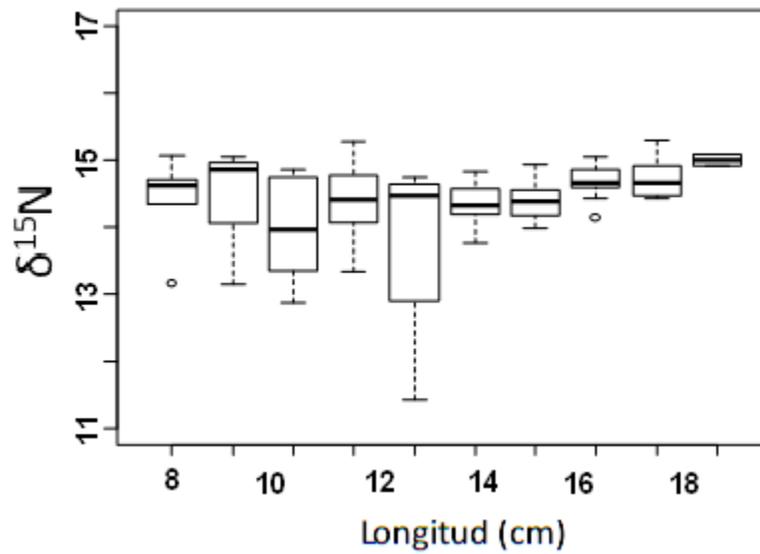


Figura 2.13. Valores de $\delta^{15}\text{N}$ de *Sprattus fuegensis* de distintas tallas durante el año 2013, X y XI Regiones.

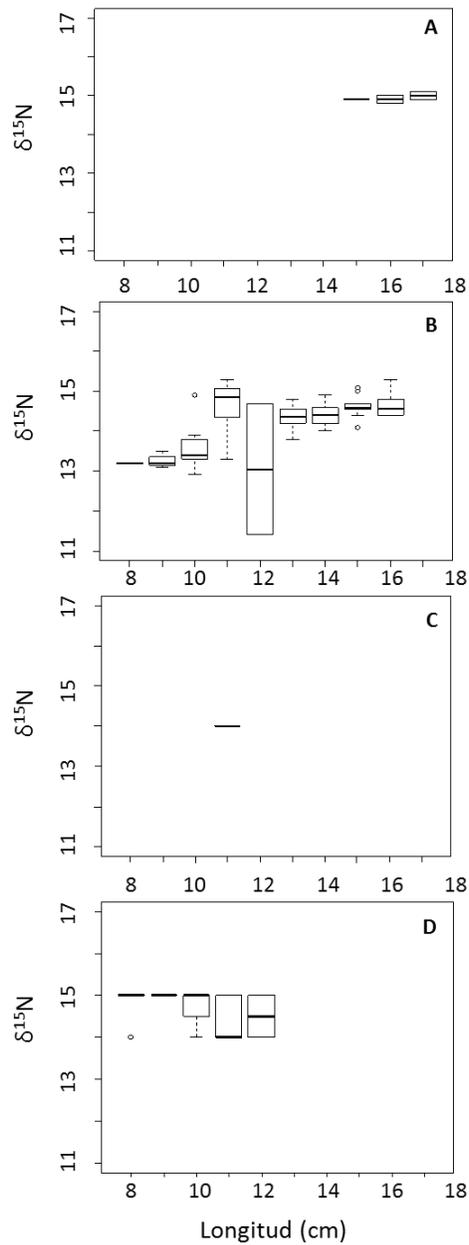


Figura 2.14. Boxplot (mediana, desviación estándar, max y min) de valores de $\delta^{15}\text{N}$ de *S. fuegensis* de distinta talla por zonas. Nomenclatura: A: costa continental; B: costa Chiloé; C: exterior XI Región; D: intermedio XI Región.

3.2.7. Análisis de distribución y abundancia de zooplancton y sardina austral en el verano 2010-2011

Introducción

La comunidad zooplanctónica del mar interior de Chiloé se encuentra dominada por crustáceos planctónicos de los órdenes Calanoida y Euphausiacea, seguidos por Chaetognata Cnidaria y Siphonophora (Palma et al., 2006). La sardina austral ha sido descrita como una especie exclusivamente zooplanctófaga, cuyas principales presas corresponderían, en orden decreciente a Calanoidea, Euphausiacea, Amphipoda y larvas de Crustacea Decapoda (Sabatini et al., 2001).

La distribución espacial de sardina austral en el mar interior de Chiloé sigue un patrón fuertemente costero, que se concentra en la costa Oeste del Golfo de Ancud (Niklitschek et al., 2009; Cubillos, 2012), donde también opera la mayor parte de la flota pesquera que explota este recurso (Niklitschek et al., 2009). Desconocemos si esta distribución responde a una mayor abundancia de presas, a una menor presencia de depredadores o a otro factor ambiental o ecológico. La menor presencia de depredadores podría estar asociada a la presencia de aguas más someras en la costa de este golfo.

No existe información sinóptica que integre los múltiples cruceros oceanográficos efectuados en el mar interior de Chiloé de una manera espacialmente explícita, adecuada para un análisis de sobre-posición entre zooplancton y sardina austral. Al mismo tiempo, existe información recopilada por cruceros hidroacústicos realizados en el área de estudio empleando tecnología multi-frecuencia, la cual permite discriminar entre la señal generada por organismos zooplanctónicos y aquella señal dominante, generada por peces. Esta discriminación se basa en dos supuestos básicos, soportados por abundante evidencia: i) que la energía acústica dispersada por unidad de área (sA) es proporcional a la abundancia y la composición de tamaños de los individuos presentes en esa misma unidad de área (Simmonds and MacLennan, 2005); y ii) que es posible estimar la proporción de la sA total atribuible a distintas fuentes de dispersión del sonido que resultan de interés para un determinado análisis, en este caso, al meso-zooplancton. Para discriminar entre meso-

zooplancton y otras fuentes de dispersión acústica, es posible utilizar el diferencial del coeficiente de reverberación por unidad de volumen (SV) entre las señales de 38 y 120 kHz. Esta aproximación ha sido aplicada para discriminar entre agregaciones de invertebrados planctónicos y peces en distintos ecosistemas del mundo (Madureira et al., 1993; Kang et al., 2002; Mair et al., 2005; Mckelvey and Wilson, 2006) y más recientemente, en el Mar Interior de Chiloé (Molinet et al., 2013).

En la presente sección se re-analiza información hidroacústica disponible y se caracteriza patrones de distribución, abundancia y sobre-posición espacial de zooplancton y sardina austral en el área de estudio.

Materiales y métodos

Para el cumplimiento de este objetivo se combinó datos acústicos y biológicos de tres cruceros hidroacústicos orientados a evaluar la distribución y abundancia de sardina austral en el área de estudio. El primero de ellos, abarcó desde Puerto Montt a Raúl Marín Balmaceda y fue realizado entre el 18 de abril y el 12 de mayo de 2008 (Niklitschek et al., 2009). Los dos cruceros restantes, reportados por Cubillos et al. (2012), incluyeron 317 millas náuticas lineales de datos hidroacústicos obtenidos entre Queilen y el Estero Piti-Palena, entre el 5 y el 16 de diciembre de 2010, y otras 774 millas náuticas lineales de datos obtenidos entre Puerto Montt y Queilen, entre el 4 y el 15 de enero de 2011. En ambos cruceros se utilizó diseños muestrales ad-hoc, que combinaron transectas sistemáticas (en zig-zag o paralelas) en áreas abiertas (Seno de Reloncaví, Golfo de Ancud, Golfo de Corcovado), con recorridos más bien paralelos a la costa, en canales y fiordos de la Región de Los Lagos.

Para la estimación de la sA atribuible al mesozooplancton se re-analizó la información acústica cruda generada por los cruceros ya indicados, utilizando el software Echoview© (version 4.40.64.11098). Una vez eliminados los pulsos defectuosos o ausentes, se creó un ecograma virtual por cada crucero, cuya variable-respuesta correspondió a la diferencia de SV entre los transductores de 120 y 38 kHz, $\Delta SV(120-38)$, siguiendo la metodología general descrita por Higginbottom et al. (2009). El método de asignación de la proporción de la señal hidroacústica correspondiente al zooplancton siguió un procedimiento estándar

basado en cálculos teóricos de reflectividad acústica, validados empíricamente en algunas taxa similares a las presentes en el área. Dentro de estos cálculos, el parámetro más relevante corresponde a los umbrales de $\Delta SV(120-38)$ que utilizamos para diferenciar mesozooplancton de peces (10 dB) y de microplancton (25 dB) en la selección de los quanta del ecograma virtual atribuibles a agregaciones de mesozooplancton, es decir, se utilizaron umbrales inferiores y superiores de $\Delta SV(120-38)$ de 10 y 25 dB, respectivamente, basados en los criterios propuestos por Higginbottom et al. (2009) y Murase et al. (2009). Los quanta seleccionados a partir del ecograma virtual fueron entonces identificados en el ecograma original de 120 kHz y eointegrados en intervalos básicos de muestreo de 50 m, incluyendo todas las observaciones presentes en el estrato batimétrico de 5 a 100 m.

Los resultados de la eco-integración de los quanta asignados al mesozooplancton fueron analizados mediante la aproximación geoestadística basada en máxima verosimilitud propuesta y descrita por Roa-Ureta & Niklitschek (2007), la que permitió estimar los promedios y parámetros geoestadísticos (pepita, rango y meseta) de la probabilidad de presencia y de la densidad relativa condicional asociada a dichos datos. A partir de estos parámetros se procedió a interpolar los datos a lo largo y ancho del área de estudio, utilizando un kriging simple y celdas de 5×5 km. Finalmente, se obtuvo un índice de densidad relativa corregida para cada celda, definido como el producto de sus correspondientes valores (interpolados) de probabilidad de presencia y densidad relativa condicional del mesozooplancton.

Resultados

Los datos analizados presentaron un fuerte patrón de correlación espacial, donde los modelos geoestadísticos resultaron mucho más informativos que los modelos nulos, tanto para la distribución, como para la densidad condicional del zooplancton. Los rangos geoestadísticos alcanzaron valores de 19.6 y 8.1 km, para la distribución y para la densidad condicional, respectivamente (Tabla 2.12), los que se traducirían en tamaños de parche de 39 y 16 km, respectivamente (Molinet et al., 2013).

Tabla 2.12. Parámetros estimados de los modelos geoestadísticos ajustados para los datos de distribución y densidad condicional de mesozooplankton observados acústicamente en el mar interior de Chiloé. Datos combinados de abril-mayo 2008 y diciembre 2010-enero 2011. β_0 =media de la variable respuesta (retro-transformada). λ =parámetro de la transformación de Box-Cox.

Parámetro	Distribución (probabilidad de presencia)		Densidad condicional (coeficiente de retrodispersión por unidad de área náutica, s_A)	
	Estimado	Error estándar	Estimado	Error estándar
β_0	0.92	0.031	72.000	10.2
λ	n.a.	n.a.	-0.158	n.a.
Pepita	1.28	n.a.	0.090	n.a.
Rango	19.59	n.a.	8.080	n.a.
Meseta	1.80	n.a.	0.370	n.a.

El análisis de los datos hidroacústicos disponibles permitió identificar un patrón de distribución del zooplankton más bien continuo, aunque muy heterogéneo en su abundancia. Las mayores concentraciones ocurrieron en las zonas más costeras, particularmente al norte de las Islas Desertores. Así, las áreas de mayor concentración de zooplankton identificadas acústicamente en el presente estudio, coinciden con aquellas donde se concentra la especie sardina austral (Golfo de Ancud-Oeste, entre Chacao e Islas Chauques), merluza de cola y merluza austral (Golfo de Ancud-Oeste y Seno de Reloncaví), sugiriendo una posible relación entre mayores disponibilidades (biomasas) de eufáusidos y mayores concentraciones de sus consumidores en estas mismas áreas (Fig. 2.15). Al realizar la interpolación geoestadística, este patrón se hizo incluso más evidente, donde los valores esperados evidenciaron la existencia de cuatro zonas de alta concentración: Estero de Reloncaví, Seno de Reloncaví NE, Golfo de Ancud-Oeste, entre el Canal de Chacao y las Islas Chauques, y Golfo de Ancud-Este, en la proximidad de la Isla Llancahué (Fig. 2.16). Para sardina austral los datos hidro-acústicos sugieren también una serie de parches de mayor concentración (Fig. 2.17), cuyos valores esperados muestran dos zonas principales de agregación, ambas ubicadas sobre la costa oeste del Golfo de Ancud. La primera de ellas corresponde al área ubicada alrededor de la boca interior del Canal de Chacao y la segunda

a la zona ubicada inmediatamente al noroeste de las Islas Desertores. A estas dos áreas principales se suman otras zonas secundarias de alta concentración ubicadas en el Golfo de Corcovado, una al sureste de la Isla San Pedro y otra al norte de Punta Pucaihuen en Chiloé continental (Fig. 2.18).

Al analizar la sobreposición de ambos grupos utilizando el índice de sobreposición de Renkonen, se estimó una sobreposición total de 35% (0.35 ± 0.010) entre las biomásas de zooplancton y de sardina austral en el área de estudio. También fue posible identificar dos zonas de alta sobre-posición, a saber: boca interior del Canal de Chacao y la costa norte de las Islas Chauques (Fig. 2.19).

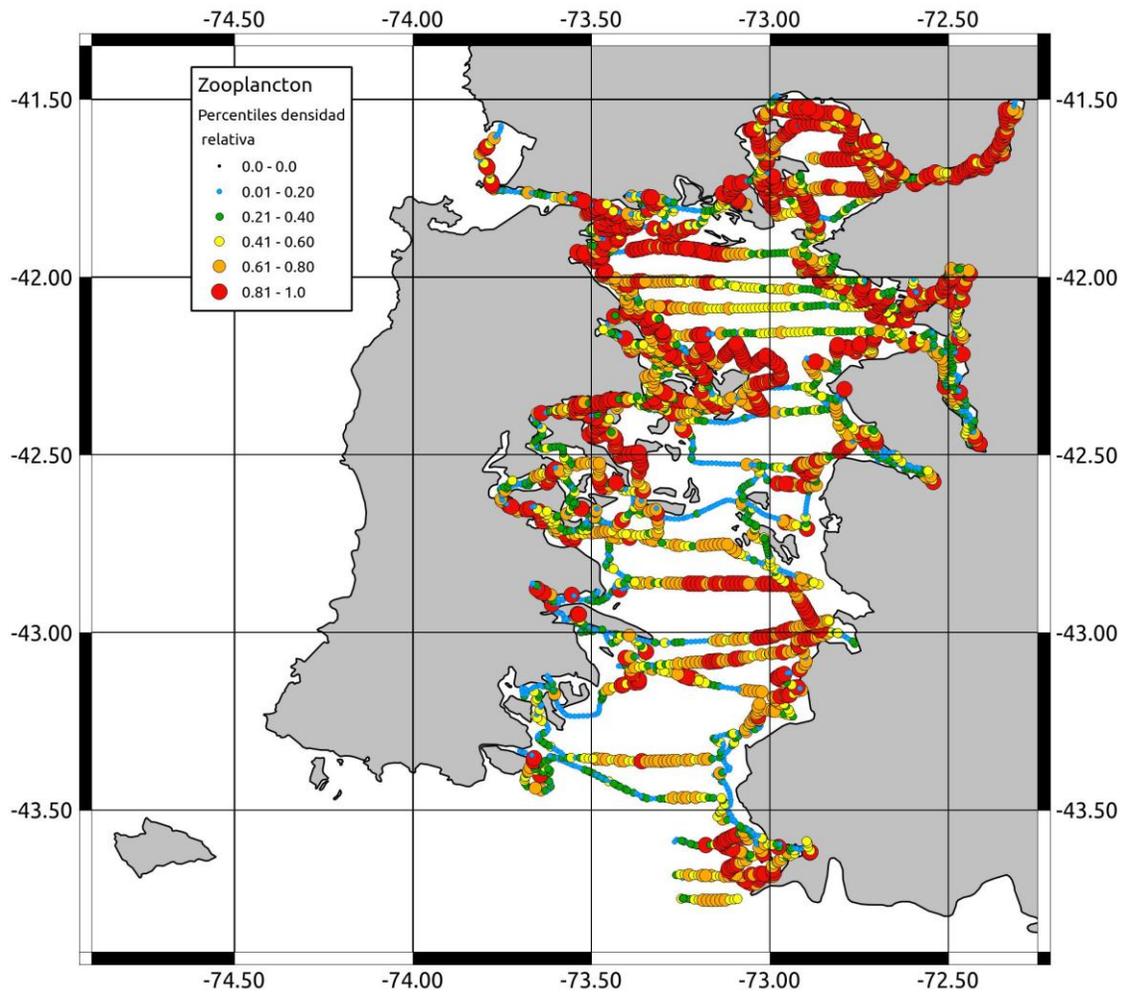


Figura 2.15. Rutas de observación hidro-acústica y deciles de los coeficientes de retrodispersión acústica por unidad de área (s_A) atribuible a sardina austral en tres cruceros hidroacústicos, efectuados en abril-mayo 2008, diciembre 2009 y enero 2010. Frecuencia eointegrada: 120 kHz. Criterio discriminante $\Delta_{120-38 \text{ kHz}} > 10 \text{ dB}$.

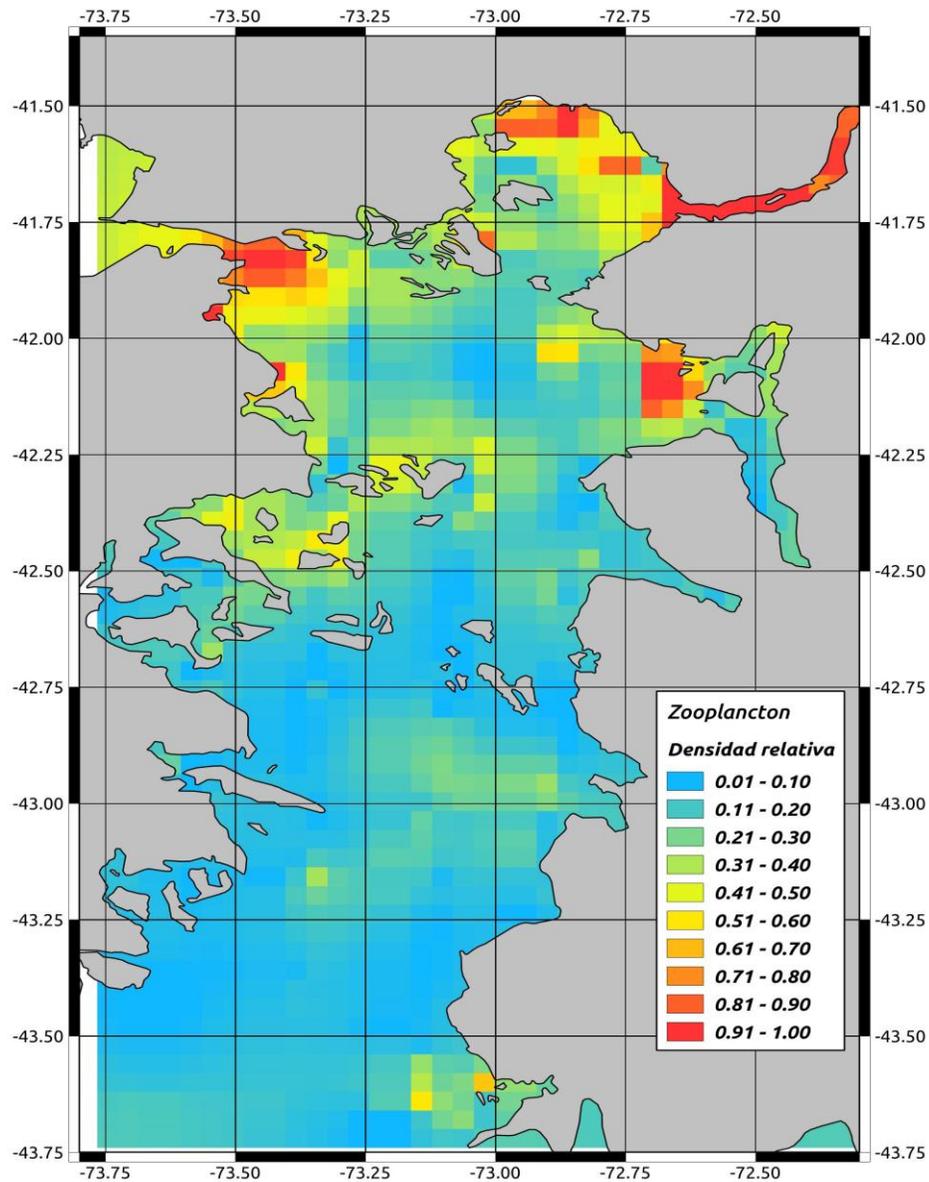


Figura 2.16. Valores esperados de densidad relativa (coeficiente de retrodispersión acústica por unidad de área náutica, s_A) atribuible a zooplankton en tres cruces hidroacústicos, efectuados en abril-mayo 2008, diciembre 2009, y enero 2010.

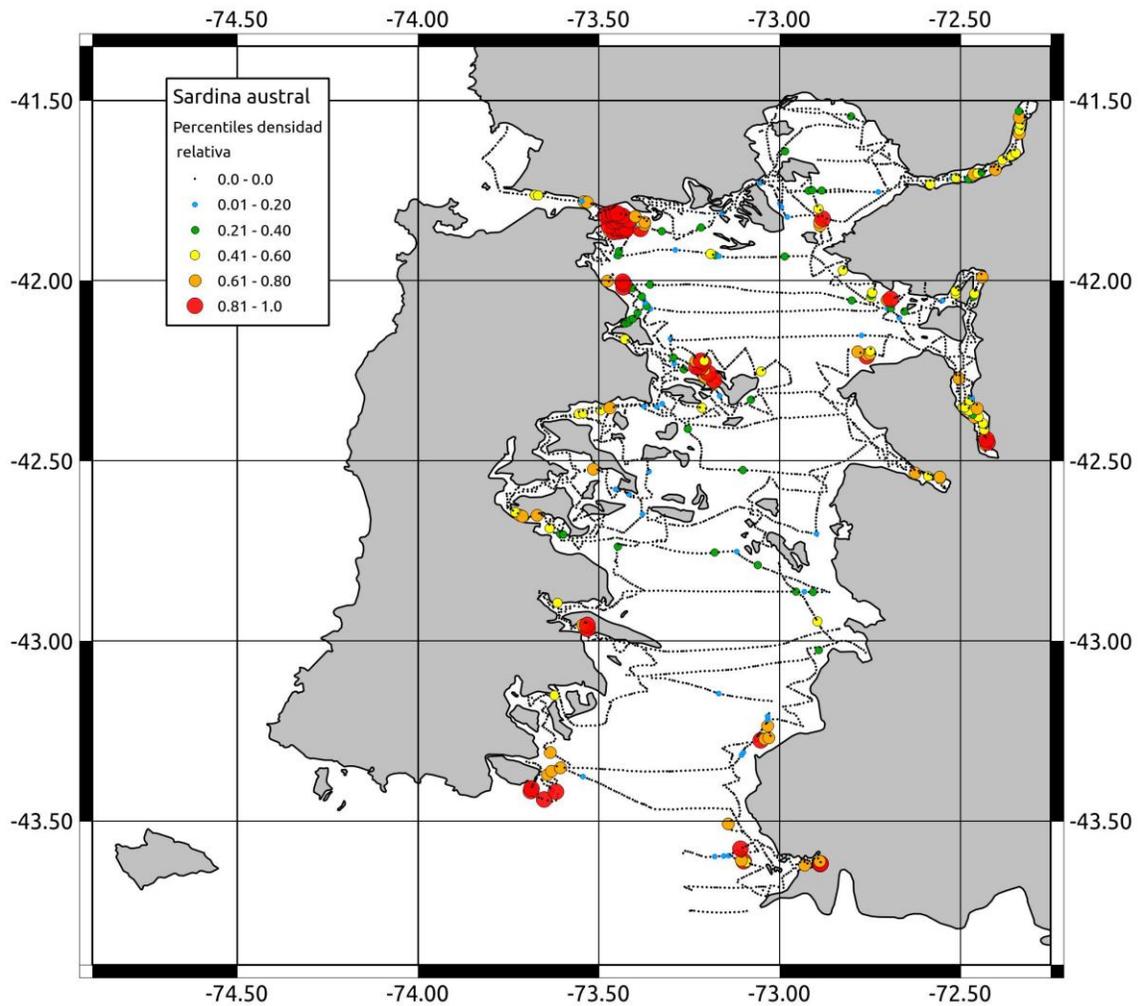


Figura 2.17. Rutas de observación hidro-acústica y deciles de los coeficientes de retrodispersión acústica por unidad de área (s_A) atribuible a sardina austral en tres cruces hidroacústicos efectuados en abril-mayo 2008, diciembre 2009 y enero 2010. Frecuencia eointegrada: 38 kHz.

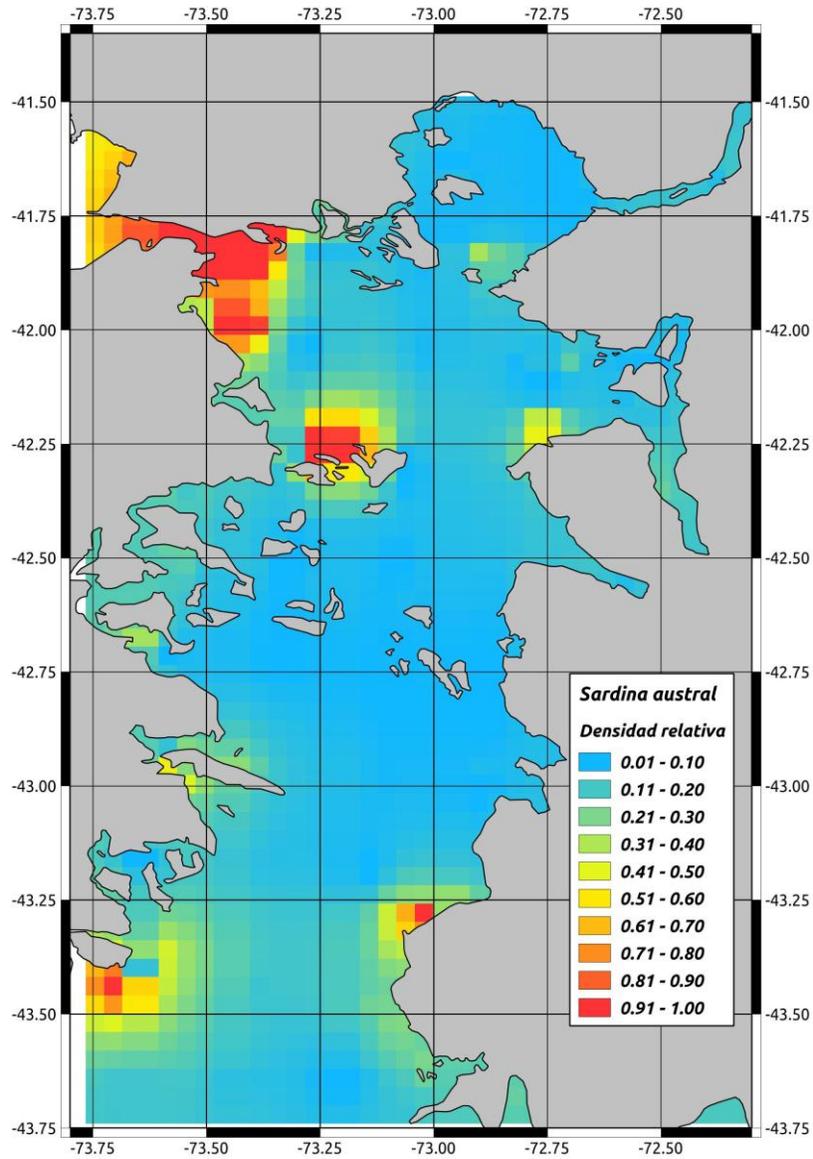


Figura 2.18. Valores esperados de densidad relativa (coeficiente de retrodispersión acústica por unidad de área náutica, s_A) atribuible a sardina austral en tres cruceros hidroacústicos, efectuados en abril-mayo 2008, diciembre 2009, y enero 2010.

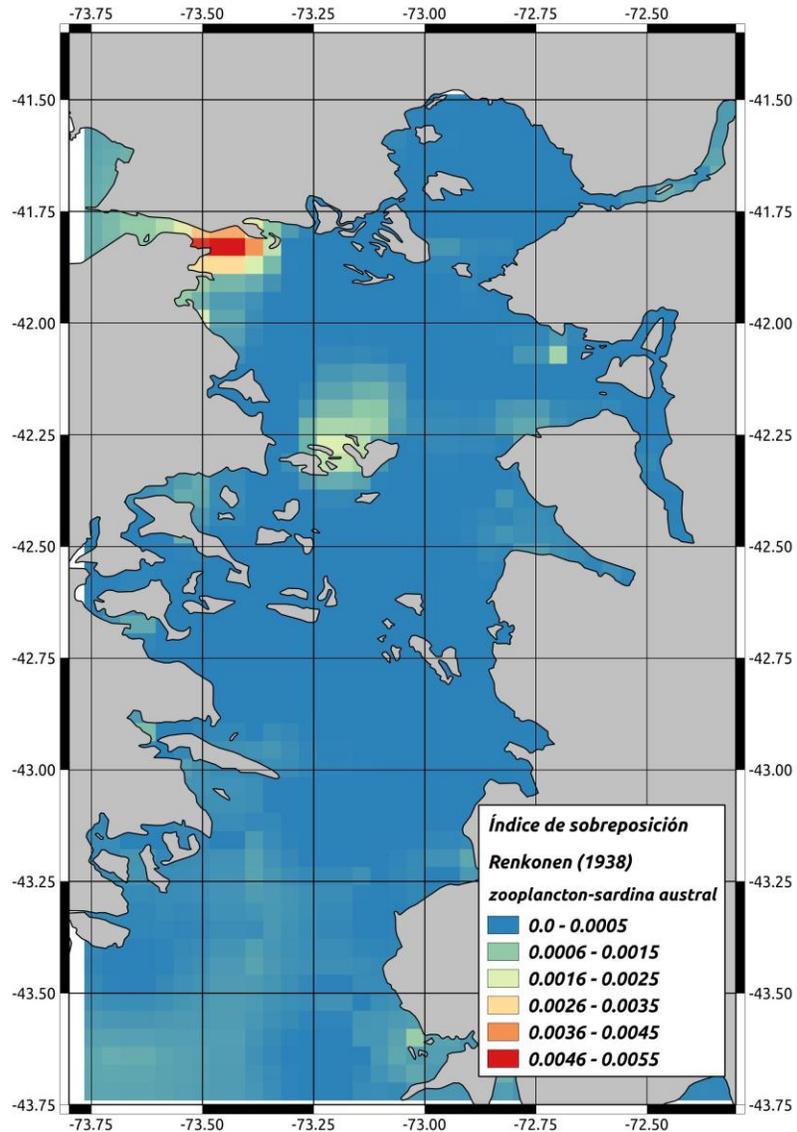


Figura 2.19. Índice de sobre-posición de Renkonen (1938) para zooplancton y sardina austral, calculado a partir de las densidades corregidas e interpoladas de ambos grupos con información hidroacústica generada en los cruceros de abril-mayo 2008, diciembre 2009 y enero 2010.

3.2.7. Discusión

La presente investigación permitió extraer y producir información sinóptica de la distribución del meso-zooplancton en el mar interior de Chiloé, para lo que tomamos la disponibilidad de datos hidroacústicos de doble frecuencia (38 y 120 kHz) colectados previamente en el área de estudio, pero no utilizados para este propósito hasta ahora. Al contrastar la distribución y abundancia del meso-zooplancton con la distribución y abundancia de sardina austral, extraída de los mismos datos hidro-acústicos, fue posible estimar que el nivel de sobreposición es bajo, sugiriendo que la distribución de sardina austral podría ser relativamente independiente de la distribución de su alimento principal el zooplancton.

La aparente falta de correlación (lineal) entre la distribución de sardina austral y del meso-zooplancton podría explicarse por el carácter agregado del análisis efectuado, en el que no se diferenció entre taxa o tamaños del meso-zooplancton o que sardina austral y/o el meso-zooplancton se distribuyen en parches a escala logarítmica, por ejemplo. En este sentido se sugiere conducir nuevos análisis focalizados en el espectro de tamaños o en las taxa consumidas con mayor frecuencia por sardina austral. Esta última información (tamaños y especies) no puede ser obtenida directamente de la hidro-acústica, pero sí desde los muestreos oceanográficos concurrentes.

La baja sobreposición entre sardina austral y meso-zooplancton podría responder, además de los factores ya señalados, al hábito marcadamente costero de la sardina austral, que tiende a evitar profundidades mayores a 150 m y a migrar a aguas incluso más someras durante la noche (Niklitschek et al., 2009). Aunque desconocemos casi por completo la ecología y etología de sardina austral, es posible especular que este patrón de distribución busque evitar la predación de peces como merluza austral y congrio dorado, los que tienden a habitar profundidades mayores a la indicada (Lillo et al., 2004; Lillo et al., 2006; Lillo et al., 2008; Lillo et al., 2009; Lillo et al., 2011).

3.2.8. Conclusiones Objetivo específico 2

1. Se identificó 8 ítems zooplanctónicos y 9 fitoplanctónicos en la dieta de sardina austral. En términos de importancia relativa, dominaron los grupos de copépodos pequeños, diatomeas y chaetoceros.
2. La información colectada en 2003 señala que la diversidad de ítems es relativamente más alta en otoño (8 ítems) que en invierno y verano (2 y 3 ítems, respectivamente). Se observó también un aumento en el tamaño de las presas desde verano (copépodos pequeños), a otoño (rango más amplio de tamaños) y finalmente invierno (mayores tamaños de eufáusidos y anfípodos).
3. En la XI Región, se identificó sólo 3 ítems zooplanctónicos en los contenidos gástricos para el año 2013, a saber: copépodos pequeños, copépodos grandes e isópodos, siendo los primeros el ítem con un Índice de Importancia Relativa (IIR) mayor a un 95%. Al comparar las regiones X y XI, los copépodos pequeños dominaron en ambas regiones con IIR > 95%. El siguiente taxón en importancia relativa, sin embargo, varió entre regiones siendo eufáusidos en la X región y los anfípodos en la XI.
4. Los mapas de distribución de zooplancton en terreno (data de cruceros hidroacústicos de verano de los años 2010 y 2011) muestran mayor número de estaciones con altas abundancias de copépodos grandes en la X región comparado con la XI región. Los eufáusidos presentaron concentraciones inferiores a las de copépodos en todas las zonas estudiadas, salvo una estación en la X región.
5. En la X región, las tramas tróficas y flujos de carbono muestran cambios estacionales en la estructura de la comunidad desde una basada en el anillo microbiano (invierno) a una trama clásica basada en diatomeas grandes (primavera). En la XI región la trama trófica está basada en pequeñas diatomeas y bacterias en ambas estaciones del año.
6. La densidad relativa del meso-zooplancton estimada por métodos hidroacústicos en el mar interior de Chiloé fue notablemente heterogénea, destacándose cuatro zonas

de alta concentración, a saber: Estero de Reloncaví, Seno de Reloncaví (costa noreste) y Golfo de Ancud (costas este y oeste).

7. La densidad relativa del meso-zooplancton, estimada por métodos hidroacústicos, disminuyó en forma importante hacia el sur de las Islas Desertores, tendiéndose a incrementar a la cuadra de Bahía Tic-Toc.
8. La sobreposición espacial entre sardina austral y el meso-zooplancton se estimó en 35%, indicando la posible existencia de otros factores importantes que sean la causa de la distribución de sardina austral.

3.3. Objetivo Específico 3

Revisar la información existente y determinar la importancia relativa de sardina austral en la dieta de las principales especies de peces recursos en la zona de estudio

3.3.1 Alimentación de predadores (peces) sobre sardina austral

3.3.1.1 Introducción

La sardina austral (*Sprattus fueguensis*) parece ser una especie clave en el mar interior de Chiloé en la X Región y en aguas interiores (canales y fiordos) de las Regiones XI y XII, tanto como presa de peces carnívoros (merluza austral, merluza de cola, otros peces y lobo marino) como predador (zooplancton, aunque también estaría consumiendo parcialmente fitoplancton). Sin embargo, la información trófica de la sardina de los canales en los roles de presa y predador es muy escasa. En efecto, se dispone de alguna información de cruceros acústicos realizados en aguas exteriores de la XI Región (entre isla Guafo y península de Guamblín) para la evaluación de la biomasa presente de adultos de merluza austral (*Merluccius australis*), merluza de cola (*Macruronus magellanicus*) y merluza de tres aletas (*Micromesistius australis*), pero la sardina austral parece no encontrarse en aguas exteriores, sino exclusivamente en aguas interiores. Esta es, entonces, la razón por la que la sardina austral no aparece en los contenidos estomacales de peces carnívoros como los citados, esto es, los cruceros han sido realizados en caladeros de aguas exteriores del sur de Chile donde no habita la sardina austral. Los resultados de los proyectos FIP 1993-03 (Lillo et al., 1995) y FIP 2008-23 (Arancibia et al., 2010), más los estudios de Payá (1992) y Hopf et al. (2011), todos para merluza del sur y/o merluza de cola, no informan que la sardina de austral aparezca en el contenido estomacal.

En resumen, previo a la ejecución del presente proyecto, la ignorancia que teníamos de sardina de los canales como presa era casi total, y lo mismo en su rol de predador. Ahora conocemos qué especies del fito- y zooplancton aportan mayormente a su dieta. Esta

situación es exactamente el reflejo de la escasa a nula importancia que han tenido en Chile los recursos marinos renovables actuales y recientemente como recursos potenciales, como es el caso de la sardina austral.

El análisis de interacciones biológicas y técnicas en la zona sur-austral de Chile asociada a la predación y su relación con la pesca es una necesidad que puede ser analizada con modelos multiespecíficos, como el Análisis de Población Virtual Multiespecífico (MSVPA), el que requiere que previamente se conozca cuantitativamente las relaciones tróficas basadas en el tamaño de predadores y presas. El estudio de las interacciones tróficas de merluza austral y merluza de cola del mar exterior en la zona austral (Arancibia et al., 2010) indica que dichas especies son ictiófagas, con la merluza de cola como ítem presa principal de merluza austral, congrio dorado y merluza de cola (canibalismo) (Pool et al., 1997). Estas especies son capturadas por las flotas arrastrera surimera y arrastrera hielera, espinelera fábrica y espinelera hielera en aguas interiores de la X, XI y XII Regiones.

3.3.1.2 Materiales y Métodos

Caracterización del contenido estomacal

Se revisó antecedentes disponibles públicamente (resultados previos) de la alimentación de merluzas (austral, de cola, de tres aletas) y otros peces del sur de Chile en informes finales de proyectos previos del FIP. También se revisó si había tesis disponibles en bibliotecas de universidades regionales de Valdivia (Universidad Austral), Puerto Montt (Universidad Austral y Universidad de Los Lagos) y Punta Arenas (Universidad de Magallanes). Hasta la emisión del pre-informe final de este proyecto no existía ninguna tesis de pre- o postgrado que trataran de la sardina austral como predador o presa.

En este proyecto se implementó muestreos de estómagos de peces del desembarque artesanal en Calbuco. No fue posible implementar muestreos en la flota industrial debido a la no disponibilidad de naves y a lo reducido de la temporada de pesca.

Los muestreos de estómagos fueron realizados estrictamente al azar, procurando cubrir el mayor rango de tamaños (longitud total, en cm) para separar luego en tamaños de peces. El criterio de separación fue la talla media de madurez de cada especie de predador. No fue posible separar en otras categorías de tamaños (por ejemplo pequeños, medianos y grandes) debido a lo estrecho del rango de tamaños por la selectividad del arte de pesca (líneas de espineles).

A cada ejemplar recolectado se le determinó el sexo; se midió la longitud (LT, cm) y se registró el peso total (PT, g). Los estómagos fueron extraídos, etiquetados y congelados (Stobbedroup, 1992; Arancibia et al., 1998). El análisis del contenido estomacal se realizó en el Laboratorio de Pesquerías, Departamento de Oceanografía de la Universidad de Concepción en Concepción. El contenido estomacal fue identificado al nivel taxonómico más bajo utilizando estereomicroscopio. El bolo alimenticio fue analizado utilizando el método gravimétrico (peso), pues los métodos de frecuencia y numérico son poco informativos, siéndolo aún más los índices mixtos, como el índice de importancia relativa (IIR) de Pinkas et al. (1971), el que es descartado acá completamente.

Tamaño muestral

En el proyecto FIP 2008-23 (Arancibia et al., 2010) se informó que el coeficiente de variación (C.V.) del peso del contenido estomacal de merluza austral es $C.V.=1,436$. Se asumió que el peso del contenido estomacal se distribuía normal y que, para un error muestral $d=0,2$ y $t\text{-Student}=1,96$ (muestra >120), entonces se tiene que el tamaño muestral (estómagos con contenido) por estación (primavera-verano y otoño-invierno) debía ser ≥ 198 para merluza austral, lo que se aproxima a 200 estómagos con contenido por semestre (= 400 estómagos con contenido por año). El mismo tamaño muestral para merluza austral se tomó como referencia y aplicado para merluza de cola, congrio dorado, rayas y otros peces (por ejemplo, tiburones u otra especie carnívora disponible en las capturas industriales y/o artesanales). Sin embargo, la pesquería de rayas está cerrada, por un lado, y, por el otro, el arte de pesca espinelero es selectivo, razón por la que existe pocas posibilidades de muestrear otros peces distintos que no sean las especies objetivo,

particularmente merluza austral y congrio dorado en la pesca artesanal espinelera. Estas dos especies fueron muestreadas a bordo de lanchas a motor de Calbuco.

La merluza de cola no es especie objetivo de la flota artesanal espinelera del sur de Chile, sino solo de la pesca arrastrera industrial, donde no hubo ninguna posibilidad de embarcar a algún técnico de este proyecto. Por esta razón tampoco había, prácticamente, posibilidad de muestrear a esta especie. Sin embargo, un esfuerzo mayor realizado por este proyecto permitió muestrear merluza de cola capturada como pesca incidental en las capturas de merluza austral y/o congrio dorado. Todos los ejemplares muestreados provinieron de la pesca espinelera artesanal con puerto base en Calbuco y se operó en el mar interior norte de la isla de Chiloé, y esporádicamente en el mar exterior.

Comparación con resultados previos

Dado que la información del contenido estomacal de peces carnívoros del sur de Chile (merluza austral, merluza de cola merluza de cola, congrio dorado, rayas y otros peces como tiburones) es muy escasa (Lillo et al., 2005; Arancibia et al., 2010; Neira et al., 2012), entonces se revisó resultados previos de trabajos en los que se hubiere utilizado la variable peso para analizar si existe persistencia o no de las presas principales.

No se contempló muestreo espacial de estómagos (aguas exteriores vs. aguas interiores) ni obviamente muestreos inter-anales. El contenido estomacal de sardina austral, como especie predadora, se analiza en el objetivo específico 2 del presente proyecto.

Con los resultados combinados del contenido estomacal de eventuales predadores de sardina de los canales (particularmente peces y la de mamíferos como lobo marino y delfines, sí y sólo sí aquella está disponible), más resultados del contenido de sardina austral (objetivo específico 2 de este proyecto), se construye una trama trófica cualitativa para, segundo, incluir datos cuantitativos (porcentaje en peso) en los flujos entre las diferentes cajas, terminando en una trama trófica cuantitativa (objetivo específico 4).

Selectividad de presas por tamaños

La información para análisis de interacciones tróficas es muy escasa, limitándose en identificar las principales presas y aplicando índices compuestos como el de Pinkas et al. (1971), que es de dudosa aplicación práctica y entendimiento ecológico. Lo que se requiere es disponer de información cuantitativa del contenido estomacal para analizar posibles relaciones tróficas (predador-presa) expresadas a través de índices más útiles. Para el caso de ecosistemas marinos, lo importante del análisis de las interacciones tróficas es relacionar el tamaño de los predadores y, particularmente, de sus presas (Floeter & Temming, 2003), por ejemplo, a través de algún índice de selectividad de presas por tamaño (Tsou & Collie, 2001), como el de selectividad de Ursin, ISU (1973). En términos simples, ISU puede expresarse como sigue:

$$ISU = \ln (W_{\text{predador}} / W_{\text{presa}})$$

donde: W_{predador} , en gramos, es el peso de un individuo (pez) de la especie predatora; W_{presa} , en gramos, es el peso del taxón de presa en el contenido estomacal de cada pez.

Los estadígrafos ISU promedio (ISU_{prom}) y su desviación estándar (S_{ISU}) representan la preferencia de alimento por tamaño y la selectividad, respectivamente. Dicho de otra manera, a menor ISU_{prom} el predador está comiendo presas más grandes. Por el contrario, a mayor ISU_{prom} el predador está comiendo presas más pequeñas. Entonces, el promedio de ISU es inversamente proporcional al tamaño de las presas en relación al peso del predador. Por otro lado, la desviación estándar de ISU, esto es, S_{ISU} , es una medida de la selectividad; entonces, a menor desviación estándar de ISU la selectividad de presas es mayor. Por el contrario, a mayor desviación estándar de ISU la selectividad de presas es menor. El propósito de usar ISU, en este proyecto, es simplemente comparar especies predatoras.

3.3.1.3 Resultados

Caracterización del contenido estomacal

Merluza austral

Se muestreó 964 estómagos de merluza austral de los que el 35% (n=343) se encontró con contenido y el 65% (n=621) estaban vacíos. La moda de los estómagos con contenido estuvo en el rango 90-99 cm de longitud total, LT (Fig. 3.1).

El espectro trófico tanto de juveniles como de adultos de merluza austral en el mar interior norte de Chiloé es muy estrecho (Fig. 3.2), con ≤ 5 taxa por estación del año. En efecto, los juveniles (<70 cm de longitud total, LT) predan largamente sobre merluza de cola (entre 48% y 73% en peso, dependiendo de la estación del año), siendo la propia merluza austral presa secundaria (canibalismo entre 20% y 33%), así como la sardina austral en primavera (21%). Sin embargo, en los adultos de merluza austral (≥ 70 cm de LT) se confirma y amplía que la merluza de cola es el taxa de presa principal (28% en verano 2014 y 89% en primavera 2013), destacando el canibalismo (61% en verano, aunque 6% en primavera), seguido de la predación sobre sardina austral (entre 5% en primavera y 21% en invierno). Otras presas como camarón (*Pasiphaea acutifrons*), anchoveta (*Engraulis ringens*) y eufáusidos aportan cantidades marginales a la dieta de merluza austral.

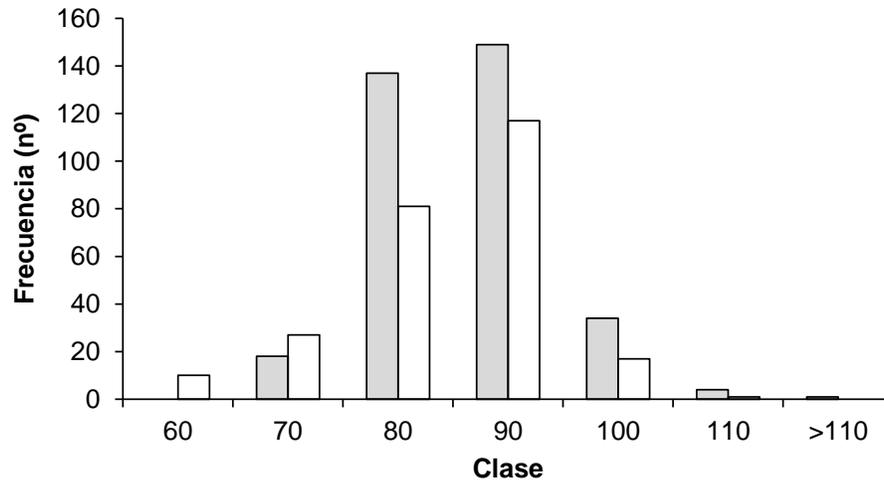


Figura 3.1. Distribución de frecuencias de tamaño de merluza austral muestreadas para obtención de estómagos con contenido (gris; n=343) y sin contenido (blanco; n=621); n total=964 estómagos analizados.

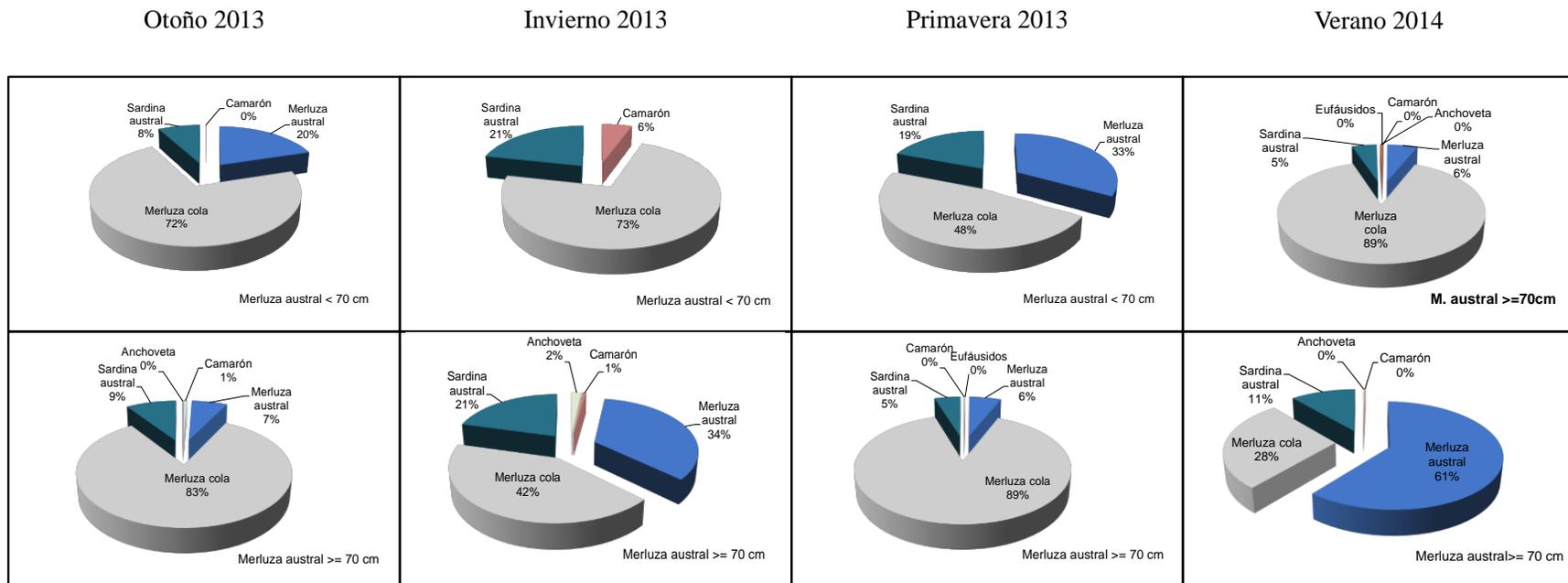


Figura 3.2. Espectro trófico (porcentaje en peso) de juveniles (arriba) y adultos de merluza austral (abajo) en otoño, invierno y primavera 2013, y verano 2014.

Merluza de cola

Se muestreó 437 estómagos de merluza de cola de los que el 32% (n=142) se encontró con contenido y el 68% (n=395) estaban vacíos. La moda de los estómagos con contenido estuvo en el rango 30-39 cm de LT (Fig. 3.3).

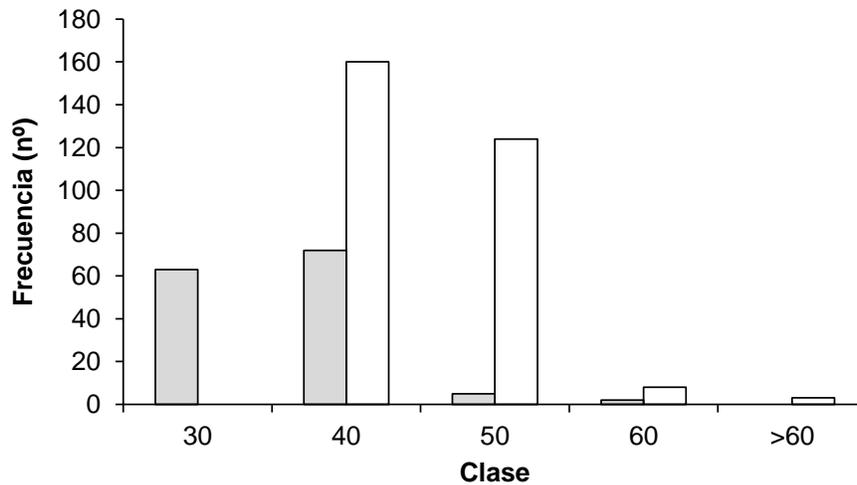


Figura 3.3. Distribución de frecuencias de tamaño de merluza austral muestreadas para obtención de estómagos con contenido (gris; n=142) y sin contenido (blanco; n=395); n total=437 estómagos analizados.

El espectro trófico de los ejemplares juveniles (<55 cm LT) de merluza de cola capturados en el mar interior norte de Chiloé es sumamente estrecho con 5 taxa de presas o menos por trimestre (Fig. 3.4). El año 2013 la sardina austral es la principal presa (entre 68% y 93% en peso, dependiendo de la estación del año), con aporte secundario de anchoveta (entre 3% y 21%) y camarón (entre 4% y 12%). La dieta de los adultos de merluza de cola está dominada también largamente por sardina austral (entre 79% y 94%), con el aporte secundario de camarón (21% en invierno); los eufáusidos aparecen marginalmente.

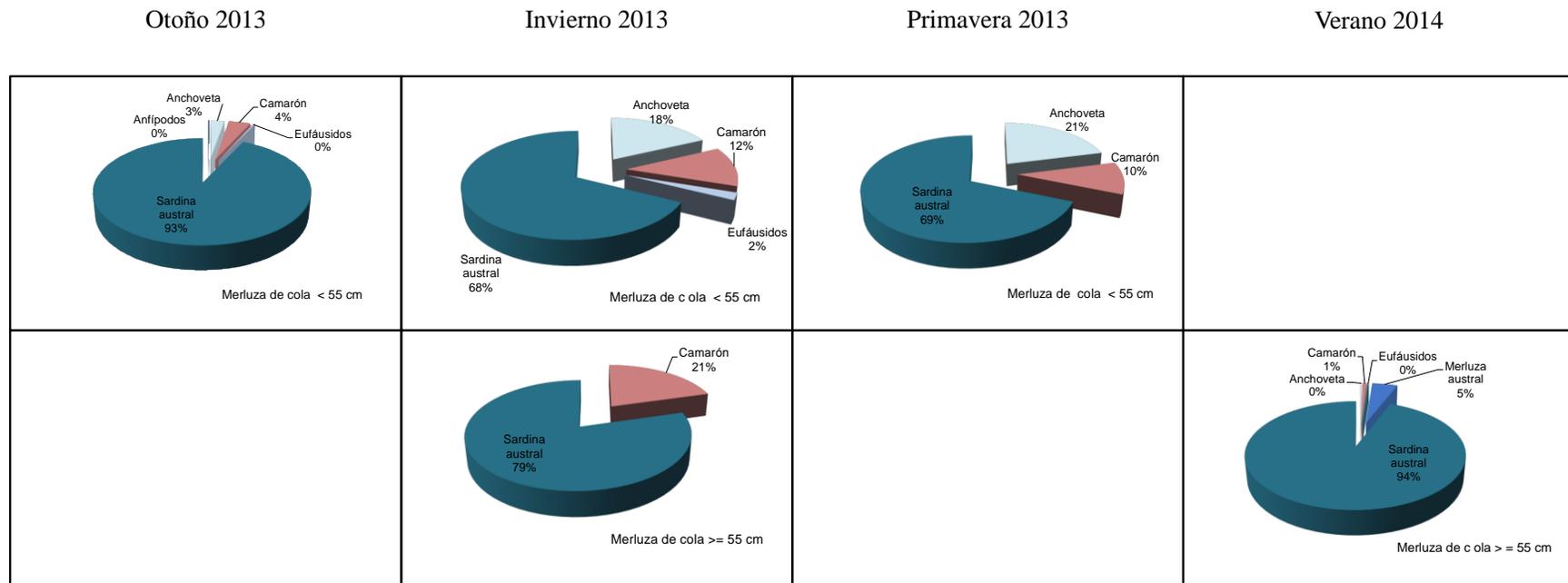


Figura 3.4. Espectro trófico (porcentaje en peso) de juveniles (arriba) y adultos de merluza de cola (abajo) en otoño, invierno y primavera 2013, y verano 2014.

Congrio dorado

Se muestreó 917 estómagos de congrio dorado de los que el 25% (n=228) se encontró con contenido y el 75% (n=689) estaban vacíos. La moda de los estómagos con contenido estuvo en el rango 130-139 cm de LT (Fig. 3.5).

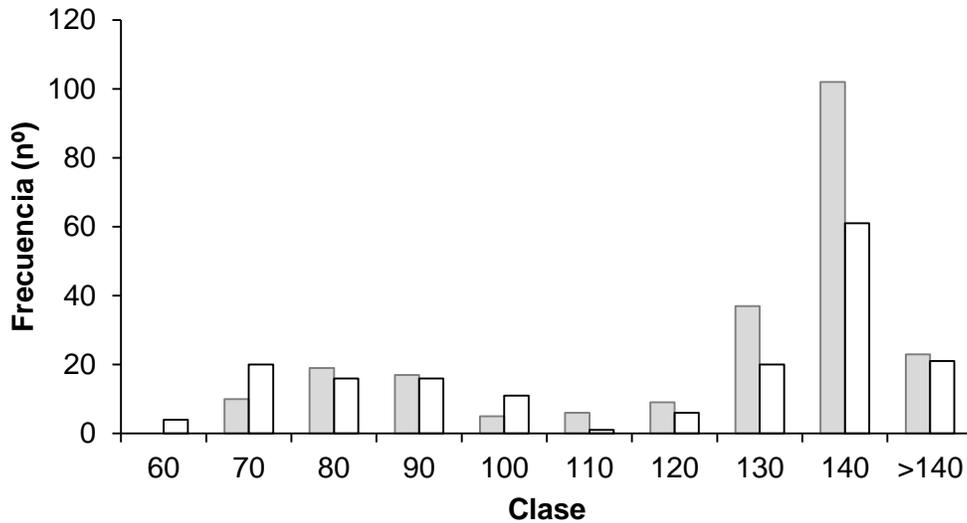


Figura 3.5. Distribución de frecuencias de tamaño de congrio dorado muestreadas para obtención de estómagos con contenido (gris; n=228) y sin contenido (blanco; n=689); n total=917 estómagos analizados.

El espectro trófico tanto de los ejemplares juveniles (<90 cm LT) como adultos (≥90 cm LT) de congrio dorado capturados en el mar interior norte de Chiloé es también muy estrecho, con 6 o menos taxa de presas por estación del año (Fig. 3.6). En juveniles de congrio dorado, la principal presa es merluza de cola en otoño (43% en peso) y sardina austral en verano (67%), con sardina austral (23%) y camarón (11% a 20%) como taxa de presas secundarios en otoño y verano, respectivamente. En adultos de congrio dorado (≥ 90 cm de LT) la principal presa es merluza austral (entre 34% y 80%) o merluza de cola

(48%), dependiendo de la estación, siendo presas secundarias la misma merluza de cola (21%), sardina austral (11%) y camarón (6% a 9%).

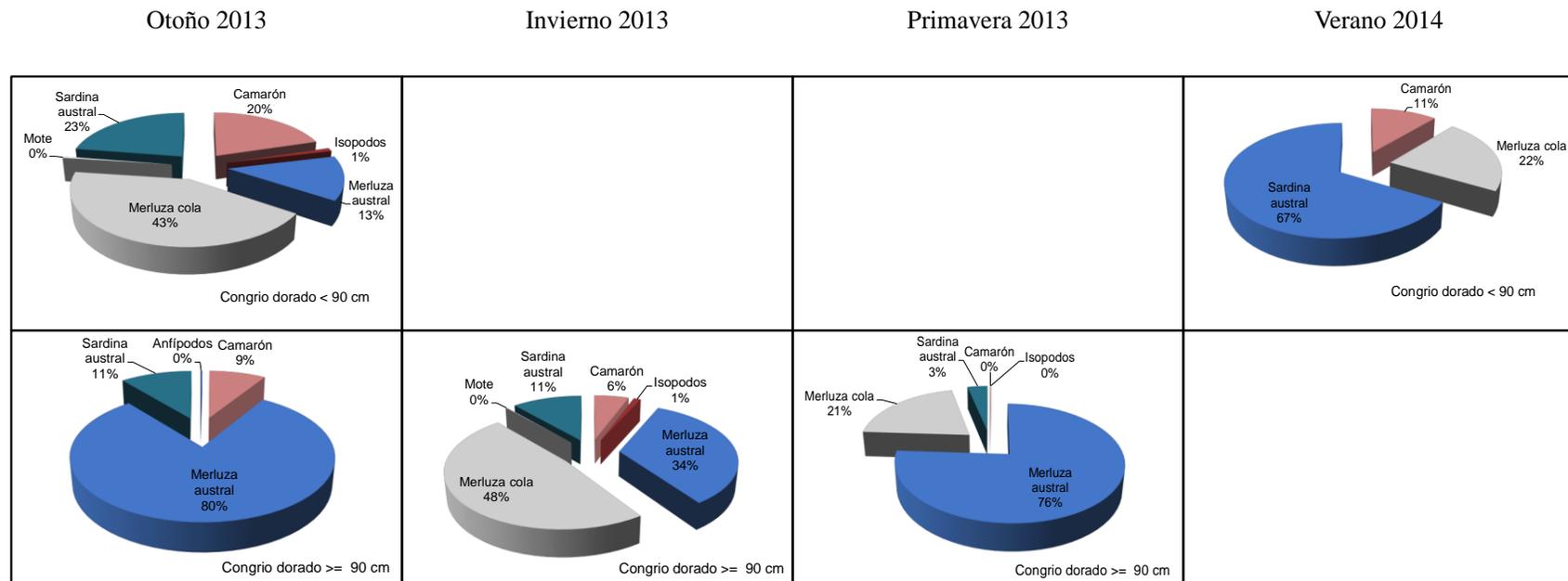


Figura 3.6. Espectro trófico (porcentaje en peso) de juveniles (arriba) y adultos de congrio dorado (abajo) en otoño, invierno y primavera 2013, y verano 2014.

Selectividad de presas por tamaño

Merluza austral

La distribución del índice de selectividad de presas por tamaño de Ursin en merluza austral tiende a ser lognormal (Fig. 3.7), con la propia merluza austral como la presa más grande en peso (canibalismo) en relación al peso corporal del predador (promedio: 5,3; Tabla 3.1), seguido de merluza de cola como la segunda presa más grande en relación al peso de predador (promedio: 5,9), y luego por sardina austral (promedio: 6,6), anchoveta (promedio: 7,6) y camarón (promedio: 8,4). Sin embargo, la presa más seleccionada es camarón (d.e.=0,7) por tener la menor desviación estándar (d.e.) del índice de selectividad de presas por tamaño de Ursin, seguido de sardina austral (d.e.=1,1), canibalismo (d.e.=1,4), anchoveta (d.e.=1,7) y merluza de cola (d.e.=1,9).

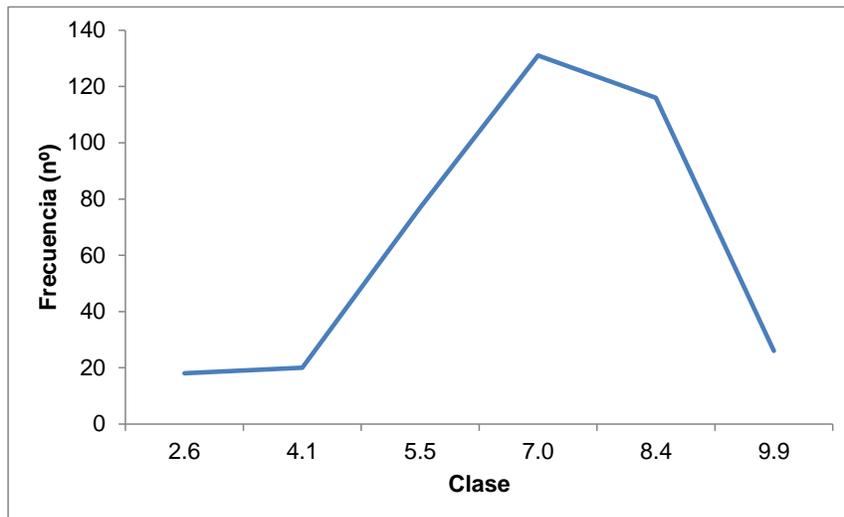


Figura 3.7. Distribución de frecuencias del índice de selectividad de presas de Ursin en merluza austral (n=387) del mar interior norte de Chiloé.

Tabla 3.1. Estadígrafos del índice de selectividad de presas de Ursin en merluza austral.

		Sardina austral	Merluza austral	Merluza de cola	Camarón	Anchoveta
n	=	133	81	142	27	4
promedio	=	6,6	5,3	5,9	8,4	7,6
d.e.	=	1,1	1,4	1,9	0,7	1,7

Merluza de cola

La distribución del índice de selectividad de presas por tamaño de Ursin en merluza de cola tiende a ser lognormal con asimetría positiva (Fig. 3.8). La merluza austral es la presa más grande (promedio: 4,8) en relación al predador, seguido de anchoveta (promedio: 7,6) y camarón (promedio: 8,4). La presa más seleccionada por merluza de cola es anchoveta (d.e.=0,4) por tener la menor desviación estándar (d.e.) del índice de selectividad de presas por tamaño de Ursin (Tabla 3.2).

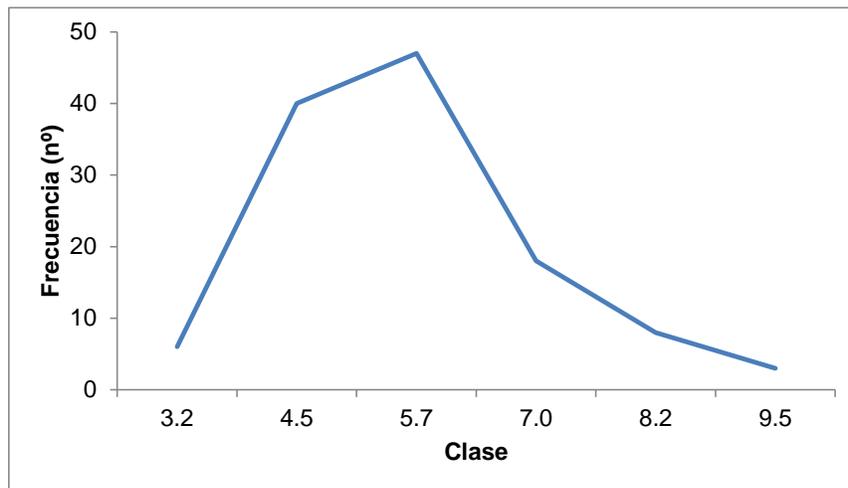


Figura 3.8. Distribución de frecuencias del índice de selectividad de presas de Ursin en merluza de cola (n=135) del mar interior norte de Chiloé.

Tabla 3.2. Estadígrafos del índice de selectividad de presas de Ursin en merluza de cola.

	Sardina austral	Camarón	Anchoveta
n =	104	9,0	2,0
promedio =	4,8	7,1	5,8
d.e. =	1,0	1,4	0,4

Congrio dorado

La distribución del índice de selectividad de presas por tamaño de Ursin en congrio dorado tiende a ser lognormal (Fig. 3.9), con la merluza de cola como la presa más grande en peso en relación al peso corporal del predador (promedio: 5,5; Tabla 3.3), aunque la presa más seleccionada es merluza austral (d.e.=0,9) por tener la menor desviación estándar (d.e.) del índice de selectividad de presas por tamaño de Ursin.

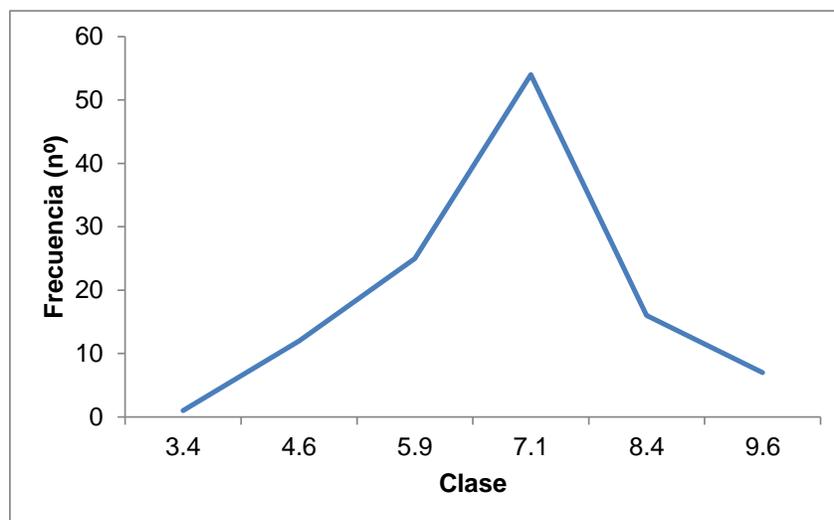


Figura 3.9. Distribución de frecuencias del índice de selectividad de presas de Ursin en congrio dorado (n=114) del mar interior norte de Chiloé.

Tabla 3.3. Estadígrafos del índice de selectividad de presas de Ursin en congrio dorado.

		Sardina austral	Merluza austral	Merluza de cola	Camarón
n	=	49	14	32	19
promedio	=	6,7	6,4	5,5	6,5
d.e.	=	1,3	0,9	1,2	1,4

Comparación histórica del contenido estomacal de predadores de sardina austral

Se indagó en información existente en literatura de la importancia de sardina austral como presa de peces carnívoros del sur de Chile, particularmente, por ejemplo, en muestras provenientes de evaluaciones acústicas de merluzas en el sector Guafo/Taitao. Sin embargo, para ese sector del mar exterior la sardina austral está completamente ausente o marginalmente presente, predominando extensamente merluza de cola como presa. En efecto, Lillo et al. (2005) informan que, en el crucero de agosto de 2004, el 96% del contenido estomacal (en peso) de merluza austral corresponde a merluza de cola, disminuyendo levemente la misma presa entre 74% y 84% en el crucero de septiembre de ese año (si se considera al ítem “restos de peces” como pertenecientes a merluza de cola); el ítem sardina austral como presa no fue informado en dicho estudio. Posteriormente, de Lillo et al. (2009) se desprende que la principal presa de merluza austral, en la misma zona de estudio, es merluza de cola (93% en peso), aunque dependiendo de la talla del predador se presenta algunas diferencias en el aporte de esta presa. Tampoco en dicho estudio se informa que sardina austral sea parte de la dieta de ese predador. Posteriormente, Lillo et al. (2012) informan que en el contenido estomacal de merluza austral, en similar área de estudio, la principal presa es merluza de cola (94% en peso), sin registrar tampoco a sardina austral como presa. También acá se observa algunas diferencias por rangos de tamaño del predador, aunque merluza de cola siempre está presente con más del 90% del peso en el contenido estomacal de merluza austral.

En el contenido estomacal de merluza de cola, en el sector Guafo/Taitao (Lillo et al., 2010), se observa un espectro de presas más amplio que en merluza austral, aunque las principales presas son peces linterna (entre 42% y 81%, dependiendo si se considera a restos de peces como pertenecientes a peces linterna, lo que es muy probable, pues estos últimos fueron el mayor grupo de peces informados como presa). Tampoco se registró a sardina austral en el contenido estomacal de merluza de cola. Previamente, de Lillo et al. (2009) se desprende que los peces linterna fueron probablemente el grupo de presas más abundante (en peso) en el contenido estomacal de merluza de cola (entre 37% y 82%, dependiendo si se considera al ítem restos de peces perteneciente al ítem peces linterna). No se informó a sardina austral como presa de merluza de cola. Finalmente, en el crucero de 2012 los peces linterna representaron 72% del contenido estomacal de merluza de cola en el sector Guafo/Taitao y acá tampoco la sardina austral se registró como presa. En ninguno de estos estudios se registró canibalismo.

3.3.1.4. Discusión

Dos son las principales diferencias que emergen entre el presente proyecto FIP 2012-15 y todos los estudios previos en relación al contenido estomacal de peces carnívoros como merluza austral y merluza de cola, de los que se tiene registros comparables (por ejemplo Lillo et al., 2005; Lillo et al., 2009). Primero, que el espectro de presas y el contenido estomacal (en peso) son dependientes del sector de muestreo y del arte de pesca utilizado. En efecto, el único estudio que muestreó estómagos de merluza austral y merluza de cola en el mar interior norte de Chiloé fue el presente proyecto y, en este caso, el arte de pesca utilizado fue línea de espineles. Sin embargo, los trabajos previos en ambas especies se refieren a análisis de muestras de estómagos obtenidas en el sector exterior Guafo/Taitao de la XI Región, a bordo de naves industriales arrastreras durante cruceros de evaluación acústica en los que el arte de pesca fue red de arrastre. En estos últimos, el contenido estomacal de merluza austral está dominado largamente por merluza de cola. Adicionalmente, en el contenido estomacal de merluza de cola predominan largamente los peces linterna, que son característicos del mar abierto.

La segunda diferencia que emerge entre las investigaciones previas y la actual del contenido estomacal de merluza austral y merluza de cola es que la sardina austral está completamente ausente como presa en las muestras obtenidas en el sector exterior del mar austral de Chile, aunque está presente y como presa principal en muestras obtenidas en el sector norte del mar interior de Chiloé, probablemente debido a que la sardina austral solo habita en el ecosistema interior y no en el ecosistema exterior de la zona austral de Chile. Sin embargo, la sardina austral, en el presente estudio, es presa secundaria de merluza austral y en congrio dorado, aunque es largamente la presa principal en merluza de cola. Por lo tanto, se infiere que la sardina austral en el mar de Chiloé es especie clave para merluza de cola, la que, a su vez, es clave como presa para merluza austral, quedando en evidencia el efecto cascada entre predadores y presas en este simple y corto entramado trófico. Entonces, se puede plantear la hipótesis que el ecosistema cerrado del mar interior de Chiloé pudiera ser más fácilmente impactado que los ecosistemas de mares abiertos por la pesca comercial intensiva debido a la mayor vulnerabilidad de los principales recursos pesqueros objetivo. Consecuentemente, la pesca comercial de sardina austral, más allá de lo razonable para el ecosistema del mar interior de Chiloé, impactará directamente a sus predadores naturales (merluza de cola) y, a su vez, a los predadores (merluza austral) de los predadores (merluza de cola).

3.3.2. Importancia de sardina austral como presa mediante análisis de isótopos estables

3.3.2.1. Introducción

El uso de la composición relativa de isótopos estables, principalmente $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$, para responder diversas preguntas de la ecología, las pesquerías y las ciencias ambientales se ha incrementado sustancialmente en los últimos años, principalmente a partir de los trabajos de De Niro y Epstein (1976, 1978, 1981). Las aplicaciones más frecuentes de este método son la estimación del nivel trófico de una población y de la contribución relativa de fuentes alternativas de carbono a una especie, comunidad o ecosistema. Una tercera aplicación, que combina y expande las dos anteriores, busca estimar la contribución relativa de distintas fuentes alimentarias a la dieta de una especie de interés (Szepanski et al., 1999).

Diversos estudios muestran que las concentraciones relativas de ^{15}N y ^{13}C no sólo dependen de la composición isotópica de las presas, sino que también de otras fuentes de variación, como grupo taxonómico de depredador y presa, condiciones ambientales y fisiológicas del individuo, tipo de dieta y tipo de tejido analizado (Michener and Kaufman, 2007). Estas fuentes de variabilidad se reflejan, principalmente, en diferentes factores de enriquecimiento trófico (FET), es decir, en la magnitud de los incrementos en $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ esperados como consecuencia de los procesos anabólicos conducentes a la formación de nuevos tejidos en el consumidor a partir del alimento consumido (Caut et al., 2009; McCutchan et al., 2003). A lo anterior, se suman algunos sesgos metodológicos asociados al proceso de conservación de las muestras y de extracción de lípidos, para los cuales existen factores de corrección relativamente bien establecidos (Kiljunen et al., 2006).

Teóricamente parece más conveniente utilizar FET específicos para cada depredador, presa y/o tejido, pero la mayoría de los estudios continúan utilizando FET de carácter "universal", estimados en especies o tejidos distintos a los de su caso de estudio (Caut et al., 2009), lo que probablemente se relaciona con la dificultad de estimar FET en el campo para cada especie y tejido de interés.

La mayoría de los estudios de campo arrojan estimaciones de FET para ^{15}N en el rango de 2-4‰, propuesto inicialmente por DeNiro & Epstein (1981), y estimaciones de FET para

^{13}C en un rango de 0-1‰ (Michener and Kaufman 2007). De esta manera, y teniendo en consideración las limitaciones señaladas, el uso de isótopos estables para la reconstrucción de dietas animales se ha incrementado sustancialmente en los últimos años debido a ventajas metodológicas como: i) independencia de la proporción de estómagos vacíos (muy frecuente en especies demersales); ii) capacidad de integrar información sobre las relaciones tróficas del ejemplar analizado durante sus últimas semanas de vida y no sólo durante las horas previas a su captura; iii) factibilidad de combinarle con el análisis tradicional de contenido estomacal (Moore and Semmens, 2008).

3.3.2.2. Métodos

Area de estudio

El área de estudio correspondió a la sub-cuenca oceanográfica comprendida por el Seno de Reloncaví y el Golfo de Ancud, al norte de las Islas Desertores (Silva et al., 1995).

Selección de depredadores

Considerando los objetivos del proyecto y el amplio rango de distribución geográfica de sardina austral, se colectó y ordenó la información disponible sobre el rol de ésta especie como presa de aquellos depredadores que ocurren regularmente en la zona de estudio, incluyendo merluza de cola *Macruronus magellanicus* (Brickle et al., 2003; Pierce et al., 2012; Pool et al., 1997), merluza austral *Merluccius australis* (Bahamonde, 1953; Dunn et al., 2010; Payá, 1992), tollo de cachos *Mustelus spp.* (Laptikhovsky et al., 2001), salmónidos de vida libre *Oncorhynchus spp.* (Ciancio et al., 2010; Niklitschek et al., 2013; Pascual et al., 2008) y diferentes especies de rayas (Brickle et al., 2003). A esta lista de predadores potenciales de sardina común en el mar interior de Chiloé se debe agregar *Merluccius gayi* merluza común, especie frecuente en aguas interiores, cuya dieta no ha sido descrita en aguas interiores, pero es un conocido predador de pequeños pelágicos en aguas oceánico-costeras (Vidal et al., 1997; Arancibia et al., 1998). Finalmente, se debe

considerar la relación trófica entre sardina austral y el congrio dorado (*Genypterus blacodes*), para el cual no existen reportes de consumo de sardina austral, pero es un importante consumidor de merluza de cola (Dunn et al., 2010; Nyegaard et al., 2004). De esta manera, nuestra lista preliminar contempló un total de 7 taxa, de las cuales seleccionamos tres, a saber, merluza de cola, merluza austral y congrio dorado, considerando su mayor importancia económica y probablemente ecológica en el área de estudio.

Selección de presas potenciales

La caracterización preliminar (prioris) de la composición de dietas de los tres depredadores seleccionados se basó en un meta-análisis de cinco estudios que proporcionan información gravimétrica o índices de importancia relativa con base gravimétrica para merluza de cola (Brickle et al., 2009; Lillo et al., 2009b; Pool et al., 1997), merluza austral (Lillo et al., 2009b, 2008; Pool et al., 1997) y congrio dorado (Dunn et al., 2010; Pool et al., 1997).

Composición isotópica de depredadores y presas

En la mayoría de estas especies se ha identificado cambios ontogénicos en la dieta con un patrón general de creciente piscivoría en tallas y edades mayores (Dunn et al., 2010; Pierce et al., 2012). De esta manera, se realiza un muestreo estratificado de cada una de las tres especies analizadas, considerando dos clases relativamente arbitrarias, como juveniles y adultos, con longitudes de división de 55, 65 y 65 cm para merluza de cola, merluza austral y congrio dorado, respectivamente.

Las muestras de tejidos para determinación de las concentraciones relativas de $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ y de $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ en las tres especies de predadores fueron obtenidas a través del muestreo de capturas de pesca artesanal, mediante espineles en cinco sub-zonas dentro del área de estudio, a saber: Chaica, Punta Redonda, Tautil, Rolecha y Los Toros. Estas áreas corresponden a caladeros tradicionales para merluza austral y congrio dorado. Parte

importante de las muestras se obtuvo a bordo de los botes artesanales, lo que permitió registrar datos biológicos y operacionales complementarios.

Considerando que la renovación de señales isotópicas en los tejidos musculares tarda varias semanas, los muestreos se concentraron hacia el final de cada estación (otoño-invierno y primavera-verano). Se colectó entre 18 y 47 ejemplares por especie de predador, clase de talla y estación del año (Tabla 3.4), con un número de 2 a 7 lances independientes por cada una de estas combinaciones.

Tabla 3.4. Número de lances, ejemplares y muestras (combinadas) analizadas por especie y clase de talla considerada para especies depredadoras del mar interior de Chiloé (Seno de Reloncaví-Golfo de Ancud).

Especie	Clase de talla (LT)	Invierno			Verano		
		Número lances	Número individuos	Número muestras	Número lances	Número individuos	Número muestras
Merluza austral	<65 cm	6	37	19	4	45	18
	>65 cm	4	39	19	4	45	16
Merluza de cola	<55 cm	5	18	11	3	23	15
	>55 cm	2	20	16	3	21	18
Congrio dorado	<60 cm	3	37	20	4	44	18
	>76 cm	7	47	19	3	45	16

El muestreo de potenciales presas e invertebrados marinos combinó cinco fuentes, a saber: (i) capturas incidentales asociadas a faenas de pesca, (ii) trampas convencionales y de luz, (iii) disección de estómagos de depredadores, (iv) un evento de varazón espontáneo de anchoveta, y (v) un crucero de investigación llevado a cabo entre el Seno de Reloncaví y las Islas Desertores (octubre 2013). Se intentó colectar al menos cinco muestras independientes de cada taxón en invierno y en verano de 2013, aunque esto no fue posible en todos los casos (Tabla 3.5).

Tabla 3.5. Número de lances, ejemplares y muestras (combinadas) analizadas por especie y clase de talla considerada para potenciales presas de los principales depredadores del mar interior de Chiloé (Seno de Reloncaví-Golfo de Ancud).

Taxon	Invierno		Verano			
	Número lances	Número individuos	Número muestras	Número lances	Número individuos	Número muestras
Amphipoda	2	2	2	0	0	0
<i>Engraulis ringens</i>	0	0	0	1	15	15
<i>Campylonotus vagans</i>	0	0	0	1	30	15
Cephalopoda	3	4	4	0	0	0
Euphausiidae	8	49	34	2	30	15
Isopoda	2	9	5	0	0	0
<i>Merluccius gayi</i> (adultos)	4	31	15	3	43	15
<i>Merluccius gayi</i> (juveniles)	6	46	26	3	42	17
<i>Munida</i> sp.	0	0	0	4	56	28
Myctophidae	2	8	8	1	12	4
<i>Myxodes</i> sp.	2	2	2	0	0	0
Nototheniidae	0	0	0	1	14	13
<i>Pasiphaea</i> sp.	0	0	0	1	4	4
<i>Odontesthes regia</i>	0	0	0	1	1	1
<i>Nansenia</i> sp.	1	2	2	1	2	1
<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	6	23	16	0	0	0
<i>Sprattus fuegensis</i>	3	38	22	2	10	10
<i>Strangomera bentincki</i>	1	2	2	0	0	0
<i>Syngnathus acicularis</i>	1	1	1	2	4	2

Una parte importante de las muestras fue obtenida en arrastres de media-agua con redes Tucker e Isaac-Kid, durante el crucero antes señalado, que contempló siete estaciones de muestreo. La totalidad de las muestras de sardina austral, sardina común y *Pasiphaea* sp. fueron extraídas desde estómagos de predadores, al igual que algunos ejemplares de merluza de cola y langostino de los canales *Munida* sp. Las muestras de isópodos y pampanito fueron colectadas principalmente con trampas de luz caladas a profundidad de 30 m, aprox., durante la noche.

En el caso de las especies de predadores se obtuvo muestras de tejido muscular de aproximadamente 1 cm³, tomadas desde el paquete muscular dorsal inmediatamente por detrás de la cabeza. Complementariamente, se muestreó tejido hepático y gástrico, de similar volumen, seccionadas en el extremo posterior de cada órgano. Las muestras fueron envueltas en papel aluminio, rotuladas, transportadas en frío y, finalmente, congeladas a una temperatura de -20°C hasta su análisis (Bosley y Wainright, 1999). En el caso de las presas mayores, se procedió de igual manera que con los depredadores. En cuanto a las presas menores, tanto aquellas obtenidas en redes como en estómagos de predadores, se las tamizó y enjuagó con agua de mar en el mismo sitio de colección, trasladándolas luego al laboratorio para identificación taxonómica y almacenamiento en sobres de aluminio a temperatura de -20°C.

Todas las muestras de tejido fueron luego secadas en una estufa a 60°C por 48 horas o hasta lograr peso constante. Posteriormente fueron puestas en un secador por 24 h para estabilizar su humedad y luego ser molidas en mortero hasta formar un polvo fino y visualmente homogéneo. Para incrementar la precisión de las estimaciones, se procedió a combinar 2-15 individuos por cada muestra analizada, cuando ello fue posible (Tablas 3.4 y 3.5). A partir de estas muestras combinadas se obtuvo sub-muestras de aproximadamente 80µg, las cuales fueron almacenadas en cápsulas de estaño y, finalmente, analizadas mediante analizador elemental PDZ Europa, modelo ANCA-GSL, unido a espectrómetro de cocientes de masas isotópicas PDZ Europa, modelo 20-20 (Sercon Ltd., Cheshire, Reino Unido). Todos los análisis de isótopos estables fueron realizados en el Laboratorio de Isótopos Estables de la Universidad de California-Davis. Las concentraciones relativas de cada isótopo estable se expresaron en partes por mil, usando la ecuación siguiente:

$$\delta X = 1000 \left(\frac{R_M}{R_S} - 1 \right)$$

donde X es ¹³C o ¹⁵N, y R es la relación correspondiente ¹³C:¹²C ó ¹⁵N:¹⁴N en la muestra (R_M) o en el estándar (R_S). Los estándares utilizados fueron Viena Peedee belemnite para C y N₂ para N.

Estimación de la composición de presas por predador y temporada

Para la estimación de la composición de presas por predador y temporada se utilizó un enfoque de modelos de mezcla de poblaciones finitas (Everitt and Hand, 1981), implementado bajo un marco bayesiano en el paquete “siar” para R (Parnell et al., 2010).

Dada la ausencia de estimaciones de factores de enriquecimiento trófico (FET) específicas para los distintos depredadores y presas seleccionados, se utilizó los valores propuestos por McCutchan et al. (2003) equivalentes a 1.4 ± 0.21 y 3.3 ± 0.26 para ^{15}N en invertebrados y peces, respectivamente. En el caso del ^{13}C se utilizó 1.2 ± 0.30 , sin distinción entre grupos de presas.

Los valores *a priori* de la composición de dietas de cada predador fueron estimados a través de meta-análisis de la importancia gravimétrica de distintas presas reportadas en la literatura. Este enfoque permitió reducir el riesgo de ajuste a máximos secundarios de verosimilitud, asociado al uso de parámetros iniciales arbitrarios.

3.3.2.3 Resultados

Composición isotópica de los depredadores

Los resultados del análisis isotópico de $\delta^{15}\text{N}$ y de $\delta^{13}\text{C}$ de predadores y sus presas potenciales para las temporadas de invierno y verano de 2013 se presentan en la Tabla 3.6 y en la Tabla 3.7, respectivamente. De acuerdo con los resultados del análisis isotópico de predadores (Tabla 3.6), el congrio dorado tendió a presentar los niveles tróficos más altos ($\text{NT} > 4,54$), sin diferencias significativas entre clases de talla o estaciones del año. Estos valores de NT sólo fueron superados por adultos de merluza austral durante el invierno ($\text{NT} = 4,87 \pm 0,074$), donde se observó diferencias significativas tanto entre adultos y juveniles como entre las dos estaciones del año consideradas. La merluza de colamostró el menor nivel trófico de los tres predadores ($\text{NT} < 3,69$), sin diferencias significativas entre clases de talla, pero sí entre estaciones. Tanto en merluza austral como en merluza de cola se observó menores niveles tróficos durante el verano.

Tabla 3.6. Resultado de análisis isotópico de $\delta^{15}\text{N}$ y de $\delta^{13}\text{C}$ de los predadores congrio dorado *Genypterus blacodes*, merluza austral *Merluccius australis* y merluza de cola *Macruronus magellanicus* adultos y juveniles para las temporadas de invierno y verano de 2013.

Especie	Clase de talla	Estación	$\delta^{15}\text{N}$	DE	$\delta^{13}\text{C}$	DE	Nivel trófico (NT)	EE(NT)
<i>G. blacodes</i>	>65 cm	invierno	18.30	0.773	-14.89	0.889	4.65	0.180
		verano	18.52	0.150	-14.40	0.080	4.54	0.047
	<65 cm	invierno	18.07	0.539	-14.66	0.356	4.58	0.093
		verano	18.59	0.259	-14.53	0.053	4.56	0.068
<i>M. australis</i>	>65 cm	invierno	18.90	0.244	-14.38	0.140	4.86	0.074
		verano	17.37	1.070	-14.97	0.257	4.14	0.188
	<65 cm	invierno	15.86	0.472	-15.45	0.363	3.81	0.114
		verano	15.80	0.230	-15.34	0.136	3.60	0.056
<i>M. magellanicus</i>	>55 cm	invierno	15.37	0.419	-16.06	0.214	3.65	0.108
		verano	15.52	0.229	-15.92	0.137	3.50	0.064
	<55 cm	invierno	15.49	0.233	-15.73	0.180	3.69	0.073
		verano	15.38	0.120	-15.75	0.128	3.45	0.051

Tabla 3.7. Resultado de análisis isotópico de $\delta^{15}\text{N}$ y de $\delta^{13}\text{C}$ de las presas potenciales de los tres predadores para las temporadas de invierno y verano de 2013.

Especie	Estación	$\delta^{15}\text{N}$	DE	$\delta^{13}\text{C}$	DE	Nivel trófico (NT)	EE(NT)
<i>S. fuegensis</i>	invierno	15.407	0.789	-15.183	0.153	3.65	0.182
	primavera	14.412	0.342	-15.964	0.379	3.118	0.100
Amphipoda	invierno	11.335	0.332	-16.352	0.321	2.25	0.139
	primavera	11.168	0.225	-16.363	0.025	2	0.077
<i>E. ringens</i>	primavera	13.668	NA	-16.413	N.A.	2.862	N.A.
<i>Campylonotus vagans</i>	primavera	13.510	N.A.	14.153	N.A.	2.807	N.A.
Cephalopoda	invierno	15.075	0.538	-15.451	1.021	3.544	0.141
<i>M. magellanicus</i>	invierno	15.468	N.A.	-15.617	N.A.	3.679	N.A.
	primavera	15.92	N.A.	-15.757	N.A.	3.638	N.A.
<i>M. subrugosa</i>	primavera	12.921	0.981	-13.770	1.293	2.604	0.173
Myctophidae	invierno	12.882	0.520	-15.941	0.264	2.788	0.170
	primavera	15.027	N.A.	-15.947	N.A.	3.330	N.A.
<i>Myxodes sp.</i>	invierno	14.44		-14.945		3.325	0.113
Nototheniidae	primavera	14.806	N.A.	-14.545	N.A.	3.254	N.A.
<i>Pasiphaea</i>	primavera	13.757	N.A.	-15.748	N.A.	2.892	N.A.
<i>Odontesthes regia</i>	primavera	14.38	N.A.	-16.220	N.A.	3.107	N.A.
<i>Syngnathus acicularis</i>	invierno	11.13		-16.582		2.183	
	primavera	12.76		-16.976	0.087	2.548	0.075
<i>S. bentincki</i>	invierno	14.73	N.A.	-14.997	N.A.	3.425	N.A.
Pez no identificado	invierno	15.755	N.A.	-14.905	N.A.	3.778	N.A.
	primavera	14.91	N.A.	-15.296	N.A.	3.290	N.A.

Estimación de la composición de presas por predador y temporada

La estimación isotópica de la composición de la dieta de los tres predadores (merluza austral, merluza de cola y congrio dorado), discretizada por clase de talla y temporada mostró diferencias importantes entre especies. Para los adultos de congrio dorado, la merluza de cola representó entre 41% y 90% de importancia en las temporadas de invierno y verano, respectivamente (Fig. 3.7). Junto con el aumento de la importancia de merluza de

cola en verano disminuyó el canibalismo que representó un 35% para los adultos en invierno. Mientras que para los juveniles de esta especie la importancia de merluza de cola en la dieta va de 45-42% durante las temporadas de invierno y verano, respectivamente (Fig. 3.8). Se observa, además, canibalismo tanto en invierno en adultos como en los juveniles en invierno y verano (Tabla 3.8). El congrio dorado mostró un espectro trófico relativamente mayor que las otras dos especies, mientras que los adultos de merluza de cola fueron los que presentaron el menor espectro trófico. En relación a la importancia de los ítemes presa, se observa alta importancia relativa de merluza de cola tanto en adultos como en juveniles de congrio dorado y merluza austral.

Tabla 3.8. Proporciones estimadas por especie y clase de talla de presas de *Genypterus blacodes* para las temporadas de invierno y primavera de 2013. Los valores son expresados como promedios \pm error estándar.

Taxa	Adultos		Juveniles					
	Invierno	Primavera	Invierno	Primavera	Invierno	Primavera		
<i>M. magellanicus</i>	0.388	0.0136	0.374	0.0111	0.409	0.0207	0.376	0.0217
<i>G. blacodes</i>	0.311	0.0696	0.31	0.0312	0.238	0.0296	0.314	0.035
Decapoda	0.147	0.0554	0.161	0.0116	0.194	0.0264	0.16	0.0131
<i>S. fuegensis</i>	0.08	0.0067	0.08	0.0117	0.089	0.0074	0.078	0.0079
Cephalopoda	0.027	0.0102	0.026	0.0038	0.031	0.0048	0.025	0.0039
<i>M. australis</i>	0.018	0.0052	0.021	0.0076	0.017	0.005	0.02	0.0037
<i>Munida spp.</i>	0.018	0.004	0.019	0.0056	0.015	0.0047	0.016	5.00E-04
Isopoda	0.007	0.0039	0.004	0.0019	0.003	0.0011	0.005	0.0021
Mesopelágicos	0.004	9.00E-04	0.005	0.0021	0.005	0.0016	0.005	4.00E-04

La merluza austral mostró alta dependencia de merluza de cola, particularmente en el caso de los adultos, para los cuales la proporción media de importancia de esta presa fue estimada equivalente a 90% y 88%, en invierno y verano, respectivamente. Los juveniles de merluza austral, por su parte, mostraron una menor dependencia de merluza de cola (44-

43%), asociada a una mayor importancia de Euphausiidae (25-26%); la importancia estimada de sardina austral en juveniles de merluza austral no superó el 0.3% (Figs. 3.9 y 3.10; Tabla 3.9).

Tabla 3.9. Proporciones estimadas \pm error estándar por especie y clase de talla de presas de *Merluccius australis* para las temporadas de invierno y primavera de 2013.

Taxa	Adultos				Juveniles			
	Invierno		Primavera		Invierno		Primavera	
<i>M. magellanicus</i>	0.84	0.0195	0.841	0.0116	0.408	0.0197	0.4	0.0218
<i>S. fuegensis</i>	0.066	0.0282	0.05	0.0113	0.053	0.003	0.05	0.0032
<i>M. australis</i>	0.042	0.0053	0.038	0.0121	0.065	0.0054	0.061	0.0051
Decapoda	0.035	0.0053	0.052	0.0309	0.19	0.0036	0.191	0.0088
Euphausiidae	0.01	0.0014	0.012	0.0021	0.241	0.0328	0.254	0.0262
Cephalopoda	0.004	0.0021	0.005	0.0015				
Osmeriformes	0.003	0.0016	0.002	0.0013	0.04	0.0044	0.041	0.0016
Mesopelágicos					0.004	1.00E-04	0.003	5.00E-04

En el caso de merluza de cola, los ítems alimentarios con mayor importancia estimada correspondieron a peces mesopelágicos (Myctophiformes y Stomiiformes) y Osmeriformes, en ambas clases de talla. Los peces juveniles mostraron algunas diferencias importantes respecto a los adultos, como una mayor importancia de Euphausiidae en su dieta (22-32%) y cierto nivel de consumo de sardina austral, la que representaría entre un 1.1% y un 1.3% de su dieta, además de un espectro trófico mucho mayor que los adultos (Figs. 3.11 y 3.12; Tabla 3.10).

Tabla 3.10. Proporciones estimadas \pm error estándar por especie y clase de talla de presas de *Macruronus magellanicus* para las temporadas de invierno y primavera de 2013.

Taxa	Adultos				Juveniles			
	Invierno		Primavera		Invierno		Primavera	
Osmeriformes	0.370	0.0108	0.380	0.0011	0.030	0.0011	0.026	7.00E-04
Mesopelágicos	0.302	0.0046	0.291	0.0012	0.510	0.0061	0.441	0.0104
Euphausiidae	0.098	0.0066	0.103	0.0020	0.219	0.0063	0.309	0.0174
Decapoda	0.09	0.0016	0.089	9.00E-04	0.011	3.00E-04	0.011	1.00E-04
<i>M. magellanicus</i>	0.087	0.0014	0.086	3.00E-04	0.008	0.001	0.008	5.00E-04
<i>S. fuegensis</i>	0.052	4.00E-04	0.051	5.00E-04	0.059	0.0026	0.047	0.0022
<i>Munida spp.</i>					0.070	0.0056	0.060	0.0042
Amphipoda					0.040	0.0021	0.055	0.0020
Cephalopoda					0.029	0.0011	0.027	6.00E-04
Nototheniidae					0.023	0.0010	0.018	0.0011

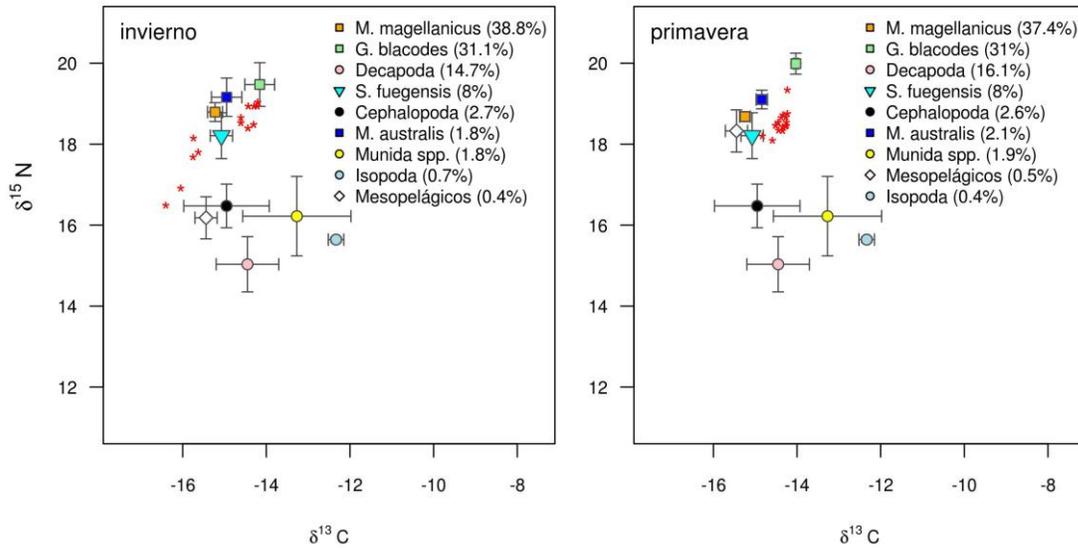


Figura 3.10 Composición isotópica media de presas potenciales (símbolos y barras de error) en individuos adultos (>65 cm) de congrio dorado capturados en el área de estudio, en invierno y verano de 2013. Especies mesopelágicas incluyen Myctophiformes y Stomiiformes. Recuadros indican la proporción media de estas mismas presas en la dieta de los individuos representados en el diagrama.

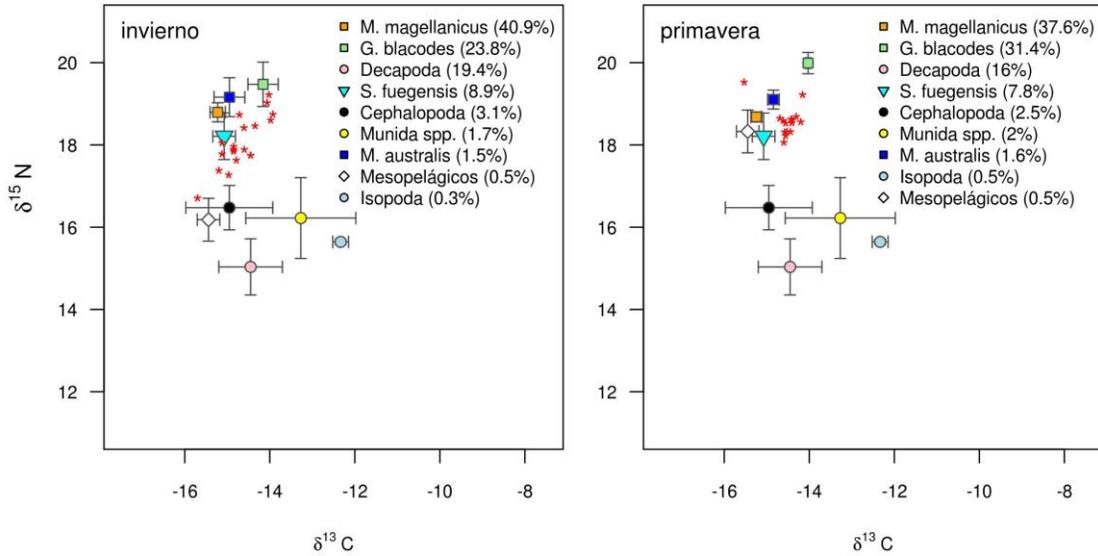


Figura 3.11. Composición isotópica media de presas potenciales (símbolos y barras de error) en individuos juveniles (<65 cm) de congrio dorado capturados en el área de estudio, en invierno y verano de 2013. Especies mesopelágicas incluyen Myctophiformes y Stomiiformes. Recuadros indican la proporción media de estas mismas presas en la dieta de los individuos representados en el diagrama.

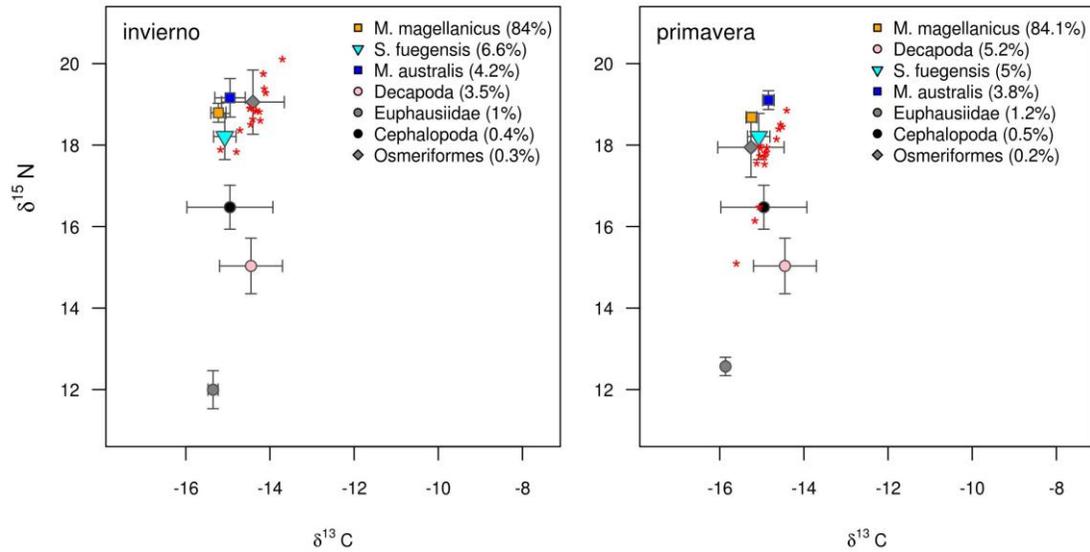


Figura 3.12. Composición isotópica media de presas potenciales (símbolos y barras de error) en individuos adultos (>65 cm) de merluza austral capturados en el área de estudio, en invierno y verano de 2013. Recuadros indican la proporción media de estas mismas presas en la dieta de los individuos representados en el diagrama.

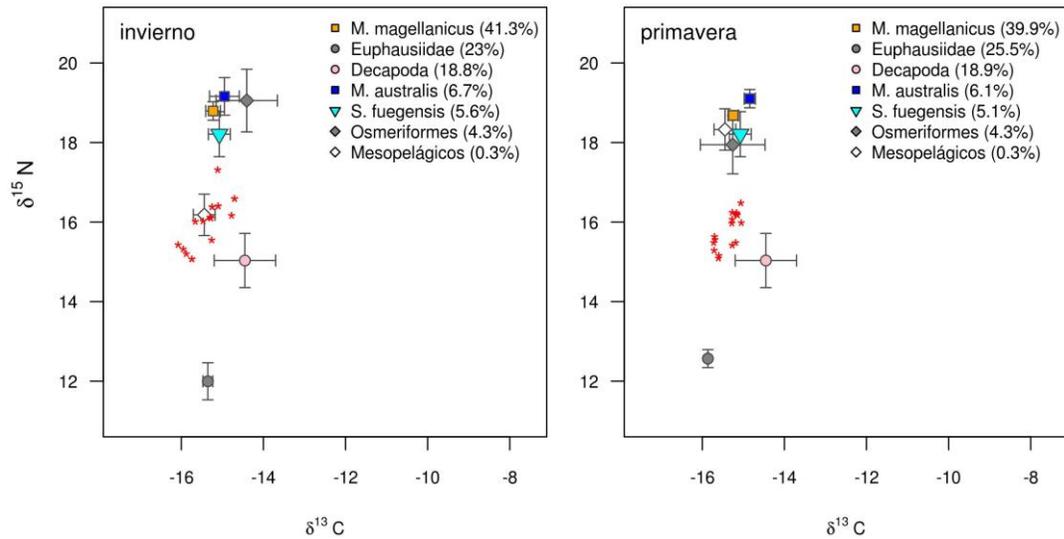


Figura 3.13. Composición isotópica media de presas potenciales (símbolos y barras de error) en individuos juveniles (<65 cm) de merluza austral capturados en el área de estudio, en invierno y verano de 2013. Recuadros indican la proporción media de estas mismas presas en la dieta de los individuos representados en el diagrama.

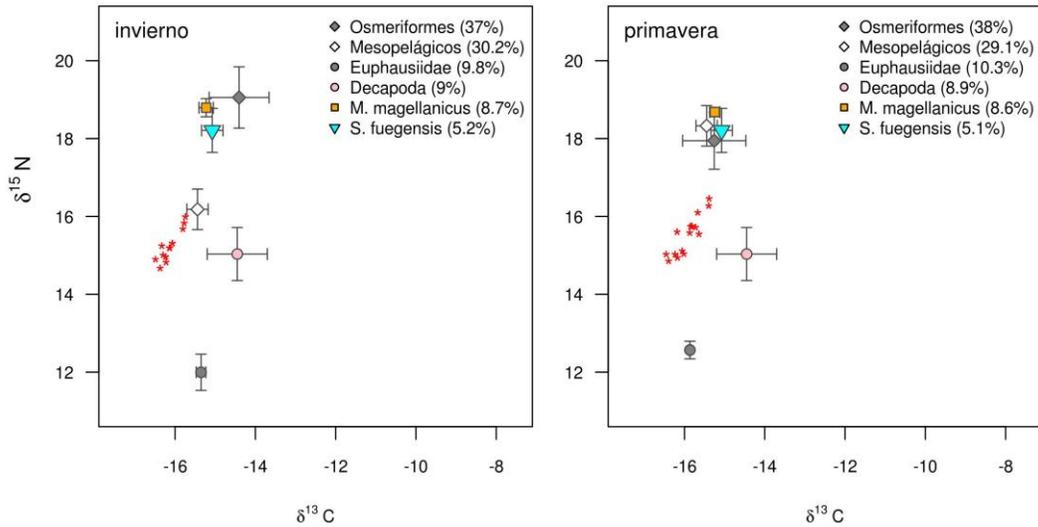


Figura 3.14. Composición isotópica media de presas potenciales (símbolos y barras de error) en individuos adultos (>55 cm) de merluza de cola capturados en el área de estudio, en invierno y verano de 2013. Especies mesopelágicas incluyen Myctophiformes y Stomiiformes. Recuadros indican la proporción media de estas mismas presas en la dieta de los individuos representados en el diagrama.

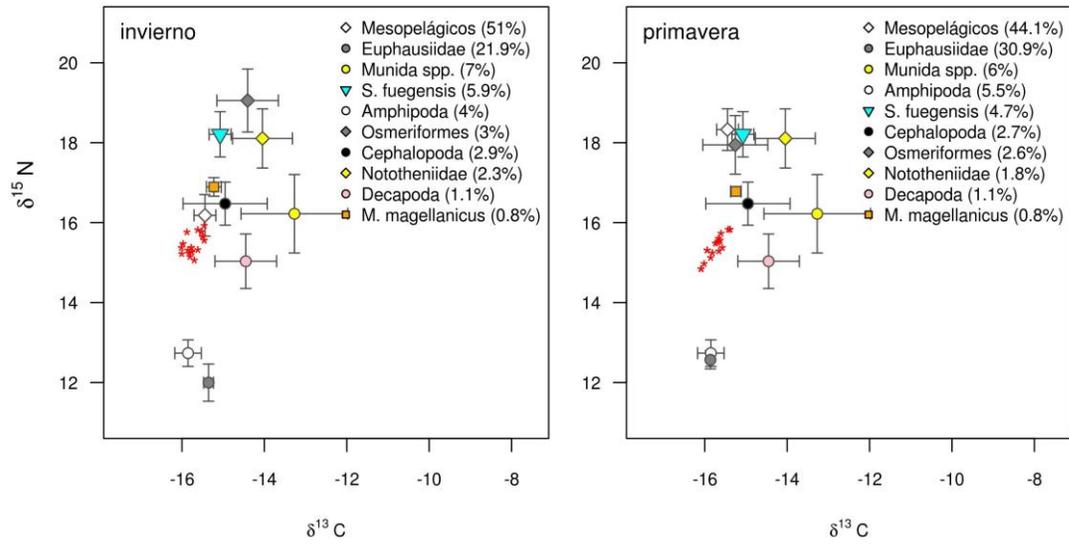


Figura 3.15. Composición isotópica media de presas potenciales (símbolos y barras de error) en individuos juveniles (<55 cm) de merluza de cola capturados en el área de estudio, en invierno y verano de 2013. Especies mesopelágicas incluyen Myctophiformes y Stomiiformes. Recuadros indican la proporción media de estas mismas presas en la dieta de los individuos representados en el diagrama.

3.3.2.4 Discusión

Los resultados de esta sección de isótopos estables representan la primera estimación de posición trófica y composición de dietas de predadores demersales del sector suroriental del Océano Pacífico, utilizando métodos distintos al análisis directo del contenido estomacal. Aunque se enfrentó limitaciones asociadas al desconocimiento de factores de enriquecimiento trófico especie-específicos o de otras covariables asociadas, el análisis isotópico permite analizar la respuesta integrada en los tejidos del comportamiento trófico de un individuo en una escala de semanas o meses y es insensible a errores de observación asociados al grado de digestión de las presas. De esta manera, resulta complementario al análisis de contenido estomacal. Es importante destacar el alto grado de precisión alcanzado en nuestras estimaciones, lo que no da cuenta de posibles sesgos, pero sugiere que el tamaño y diseño muestral empleado resultaron adecuados para los fines perseguidos. Un objetivo central de nuestro estudio fue estimar la importancia de sardina austral como presa de merluza austral, merluza de cola y congrio dorado. Dada la metodología empleada para generar los *prioris* de la composición de presas, esta especie sólo fue considerada como una presa potencial de los juveniles de merluza austral y merluza de cola. Luego del análisis bayesiano de los datos disponibles de isótopos estables, se estimó contribuciones de sardina austral equivalentes a 0,2% y 1,0% de las dietas estimadas de juveniles de merluza austral y merluza de cola, respectivamente, sin diferencias importantes entre temporadas. Algunas simulaciones posteriores nos llevaron a comprobar que los resultados del análisis bayesiano implementado en la librería SIAR (Parnell et al., 2010) son extremadamente sensibles a los *prioris* de composición de especies. De esta manera, sería recomendable evaluar un mecanismo alternativo de estimación de parámetros, lo que no pudo ser realizado por restricciones temporales asociadas a la duración del proyecto.

Aunque se reconoce que puede haber sesgos asociados al enfoque de estimación, nuestros resultados son coincidentes con los resultados obtenidos mediante análisis del contenido estomacal realizado en este proyecto (ver más arriba) y también con reportes previos en la literatura científica y técnica relacionada con la dieta de los tres predadores analizados (Bahamonde, 1953; Céspedes et al., 1996; Córdova et al., 2006; Lillo et al., 1995, 2006, 2005, 2004, 2003, 2002, 2001, 1997; Ojeda, 1983; Pool et al., 1997). Aquellos estudios

indican que merluza austral es una especie estenófaga cuya principal presa es merluza de cola, la cual alcanza valores del IIR de hasta 99.8% en peces adultos (Lillo et al., 2008). Nuestro estudio muestra un patrón similar para los adultos (>65 cm), aunque con un peso algo más moderado de merluza de cola (89-90%) que los ya indicados. Existieron, por otra parte, algunos taxa como pejeratas *Coelorhynchus* spp., y merluza de tres aletas *Micromesistius australis*, que habiendo sido reportados en la literatura, no son frecuentes en el área de estudio y no fueron incluidos en el presente estudio. Nuestros resultados también se ajustan a lo reportado previamente por otros autores, que indican una mayor importancia de presas de menor tamaño como crustáceos, moluscos y mictófidios en merluza austral juvenil (Córdova et al., 2006; Payá, 1992; Pool et al., 1997). En cuanto al canibalismo, antes reportado en aguas interiores (Córdova et al., 2006), las estimaciones con isótopos estables indican una importancia de 5-7%.

Las estimaciones mediante isótopos estables de la importancia del canibalismo en merluza de cola alcanzaron a 9% en adultos y <1% en juveniles para ambas temporadas; siendo algo mayores que en merluza austral, estas cifras son muy inferiores a los reportes de hasta 72% de canibalismo en aguas interiores disponibles en la literatura (Córdova et al., 2006). Mientras que la importancia estimada de Euphausiidae en la dieta de juveniles de merluza de cola (22-32%) fue similar a la encontrada en otros estudios (Pool et al., 1997), la importancia estimada para las distintas taxa de invertebrados, tendió a ser menor que la asignada en estudios previos (Lillo et al., 2009a; Pool et al., 1997). Los resultados indican que en el área de estudio la merluza de cola se comportaría como un predador principalmente ictiófago, con niveles de ictiofagia de 58-69% en 80% en adultos, destacando su rol predador sobre especies mesopelágicas (Myctophiformes, Stomiiformes) y Osmeriformes. Esta última cifra (80%) es muy similar a la reportada por Pierce et al. (2012) en Islas Malvinas, pero en este caso dicha proporción está dominada por Notothenidae y *S. fuegensis*, que en nuestro estudio representaron apenas un 1-3% de la dieta estimada de esta especie.

Los reportes disponibles de la dieta de congrio dorado en la costa chilena indican que, siendo ésta una especie eurifágica, afectada por importantes cambios tróficos ontogénicos, su principal ítem alimenticio es merluza de cola, con IIR que pueden llegar hasta 31.5 % en

aguas interiores durante el otoño (Pool et al., 1997). Esta cifra no dista substancialmente del 41-42% de importancia que nosotros estimamos para los períodos de invierno y verano, en el área de estudio. El canibalismo representó la segunda fuente de alimento más importante para congrio dorado, con valores estimados de 25-34% dependiendo de los grupos analizados en el presente estudio. Esta cifra es algo mayor que el IIR de 20% reportado por Pool et al. (1997) pero muy superior al 0,02% de importancia reportado por Dunn et al (2010). En este sentido, es posible que nuestros resultados incluyan la señal de algunos otros depredadores de posición trófica muy similar al congrio dorado. El tercer ítem alimentario de mayor importancia en nuestro estudio correspondió a formas nadadoras de Malacostraca Decapoda (16-21%), lo que fue también consistente con la importancia de este grupo en estudios previos para esta y otras especies de *Genypterus* (Bahamonde and Zavala, 1981; Chong et al., 2006; Clark, 1985; Dunn et al., 2010; Henríquez and Bahamonde, 1964; Lovrich and Thiel, 2011; Vinuesa and Varisco, 2007).

En el presente trabajo de isótopos estables consideramos ocho especies de presas potenciales de congrio dorado, cuyos *prioris* estimados superaron el 0,1% de la dieta esperada de congrio dorado y para las cuales se contó con líneas-base isotópicas estimadas a partir de observaciones en la misma área y período de estudio. Sin embargo, congrio dorado es una especie eurifágica, cuyo amplio espectro trófico incluye unas 45 especies de invertebrados y peces, incluyendo, dentro de estos últimos, representantes de los órdenes Anguilliformes, Gadiformes, Notacantiformes, Perciformes y Rajiformes (Dunn et al., 2010; Mitchell, 1984). Dentro de las especies cuyos *prioris* estimados superaron nuestro criterio de 0,1% de participación en la dieta de congrio dorado, descritas en aguas costeras del Pacífico SE y cuyas líneas-base isotópicas no pudieron ser determinadas en el presente estudio, se encuentran los géneros *Bassanago*, *Coelorhincus*, *Notacanthus*, *Helicolenus*, *Trachurus*, *Serirolella* y *Patagonotothen*.

La baja importancia trófica de sardina austral utilizando isótopos estables, tanto para merluza austral como para merluza de cola, es consistente con nuestro análisis de sobreposición espacial de estas tres especies. El índice promedio de sobreposición de sardina austral con merluza austral fue 26%, muy similar a la sobreposición de sardina austral con merluza de cola que fue 27%; ambos resultados estuvieron muy por debajo de la

sobreposición entre merluza austral y merluza de cola, que alcanzó a 72%, mientras que la sobreposición entre zooplancton y sardina austral se estimó en un promedio de 35%.

El presente estudio se concentró en analizar la importancia trófica de sardina austral para peces de importancia comercial o ecológica en el área de estudio mediante isótopos estables. De esta manera, no considera su importancia potencial para aves y mamíferos. Existe, de hecho, abundante literatura sobre el rol de sardina austral como alimento para distintas aves marinas, incluyendo albatros de ceja negra *Thalassarche melanophris* (Catry et al., 2013), cormoranes *Phalacrocorax brasilianus* y *P. atriceps* (Ferrari et al., 2004) y pingüino de Magallanes *Spheniscus magellanicus* (Frere et al., 1996; Putz et al., 2001; Thompson, 1993; Wilson et al., 2007), pardela gris *Puffinus griseus* y fulmar austral *Fulmarus glacialisoides* (Suazo et al., 2013).

En el caso del pingüino de Magallanes, sardina austral llega a representar más del 95% de las presas ingeridas (Wilson et al., 2007). De manera similar, es necesario considerar la depredación de sardina austral por mamíferos marinos, incluyendo lobo marino común *Otaria flavescens* y lobo austral *Arctocephalus australis*, (Zuleta and Rubilar, 2010), tonina *Cephalorhynchus commersonii* (Bastida et al., 1988; Berón-Vera et al., 2001; Riccialdelli et al., 2013) y delfín austral *Lagenorhynchus australis* (Schiavini et al., 1997).

El perfil isotópico de las presas principales fue estimado directamente a través del análisis isotópico de tejidos de las mismas. En este punto, existe un riesgo importante de sesgo asociado a la selección de las “presas principales” a incorporar en el análisis. Esta es una decisión *a priori* basada en el estudio de contenidos estomacales y conlleva, por lo tanto, el riesgo de propagar los mismos sesgos que afectan dicho enfoque de análisis de dietas. Es decir, la exclusión de presas de baja representación (aparente) en los estómagos analizados, pero de alta importancia efectiva para el depredador de interés. Bajo un escenario de recursos limitados, existe un compromiso entre reducir el riesgo de sesgo, mediante la caracterización de un mayor número de presas, o intentar resolver la dieta de un mayor número de depredadores.

3.3.3. Distribución y abundancia de los principales predadores de sardina austral en la zona de estudio

3.3.3.1 Introducción

La comprensión de los factores que controlan el riesgo de depredación de una especie en una comunidad natural requiere un conocimiento adecuado tanto de la distribución espacial (horizontal y vertical) de depredadores y presas, como de las interacciones conductuales entre ambos grupos (Williamson 1993). La sobreposición entre presas y predadores, lejos de ser un atributo estático dentro de estas comunidades, es una condición variable, que puede cambiar de manera estocástica, o responder a los cambios demográficos y ambientales que afecten cada población (Hunsicker et al. 2013).

En esta sección el análisis se concentra en interacciones tróficas de sardina austral y tres de sus depredadores potenciales, a saber, merluza austral, merluza de cola y congrio dorado. Aunque no existen estudios publicados sobre las posibles interacciones conductuales entre estas cuatro especies, es posible que exista cierta disponibilidad de información espacialmente explícita sobre la distribución y abundancia, suficiente para sustentar un análisis de sobreposición espacial entre sardina austral y algunos de sus predadores en el área de estudio. Esta información corresponde a la proporcionada por los cruceros de evaluación hidroacústica desarrollados en el mar interior de Chiloé entre 2003 y 2011 (Lillo et al., 2004; Lillo et al., 2006; Lillo et al., 2008; Lillo et al., 2009; Lillo et al., 2011), los que incluyen información de distribución y abundancia de sardina austral, merluza austral y merluza de cola, pero no así de congrio dorado.

Dadas las restricciones de disponibilidad de datos, en la presente sección nos enfocamos en estimar la sobre-posición (como un proxy a la vulnerabilidad) de sardina austral, merluza austral y merluza de cola en el mar interior de Chiloé, incluyendo, pero excediendo el área principal de estudio del proyecto.

3.3.3.2. Materiales y Métodos

Selección de datos de distribución y abundancia

Se generó una base de datos con integridad referencial donde se volcó los datos hidroacústicos y biológicos obtenidos de cuatro cruceros de investigación realizados en aguas interiores de la Región de los Lagos, en febrero y septiembre de 2002 (Lillo et al. 2004), septiembre de 2009 (Lillo et al., 2011) y marzo-abril de 2011 (Lillo et al., 2011). Este último crucero es el de mayor cercanía temporal a los cruceros de evaluación de sardina austral desarrollados en diciembre de 2009 y enero de 2010 (Cubillos, 2012). Los cuatro cruceros analizados corresponden a un subconjunto del total de 10 cruceros hidroacústicos de merluza austral y merluza de cola en aguas interiores financiados por el Fondo de Investigación Pesquera (FIP), entre 2003 y 2011 (Tabla 3.11).

Las bases de datos de los seis cruceros restantes presentaron deficiencias, lo que impidió su utilización en este análisis (Tabla 3.10). Se destaca que estas bases de datos no contienen las observaciones acústicas crudas (voltaje, retro-dispersión por unidad de volumen o SV), sino que sólo contienen el resultado del post-proceso, eco-integración (coeficiente de dispersión por unidad de área náutica, sA) y asignación de sA entre especies, correspondiente a cada crucero.

Tabla 3.11. Evaluaciones hidroacústicas de merluza austral y merluza de cola en aguas interiores de las regiones de Aysén y Los Lagos financiadas por el Fondo de Investigación Pesquera. La última columna resume principales observaciones y uso de estas bases los fines del presente estudio.

Nombre del Proyecto	Código FIP	Referencia	Crucero	Año	Observaciones y problemas al 15 de junio de 2013
Programa temporal de evaluación hidroacústica de merluza del sur en aguas interiores de la X y XI regiones, año 2002	2002-07	Lillo et al. (2004)	Febrero 4-18	2003	Utilizada: sin observaciones
			Septiembre 1-14	2003	
Programa temporal de evaluación hidroacústica de merluza del sur en aguas interiores de la X y XI regiones, año 2004	2004-40	Lillo et al. (2006)	Febrero 2-14	2005	No utilizada: posiciones geográficas de UBM incompletas.
			Agosto 17-Septiembre 1	2005	
Evaluación hidroacústica de merluza del sur en aguas interiores de la X y XI regiones, año 2006	2006-10	Lillo et al. (2008)	Abril 15-29	2007	No utilizada: posiciones geográficas de UBM incompletas.
			Agosto 29-Septiembre 12	2007	
Evaluación hidroacústica de merluza del sur y merluza de cola en aguas interiores de la X y XI regiones, año 2007	2007-14	Lillo et al. (2009)	Septiembre 12-15	2008	No utilizada: No incluye muestreo aleatorio de tallas
			Marzo 4-19	2009	
Evaluación hidroacústica de merluza del sur y merluza de cola en aguas interiores de la X y XI Regiones, año 2009	2009-09	Lillo et al. (2011)	Septiembre 13-30	2009	Utilizada: sin observaciones

Análisis de datos hidroacústicos

Los datos de sA fueron primero reagrupados y promediados dentro de celdas (5×5 km²), dentro de cruceros. Luego, se procedió a promediar dentro de celdas, entre cruceros. Para los cálculos de probabilidad de presencia de cada especie se registró la variable binomial número de cruceros con observaciones positivas/número total de cruceros que observaron cada celda. Los datos así organizados fueron luego analizados utilizando el método geoestadístico basado en máxima verosimilitud propuesto por Roa-Ureta y Niklitschek (2007). Como resultado de este análisis se obtuvo estimaciones de la probabilidad media de presencia y de la densidad condicional de cada especie en el área de estudio, y de los parámetros pepita, rango y meseta de la función de correlación espacial de Matern (Cressie 1991). Utilizando estos últimos parámetros y un procedimiento de kriging lineal, se interpoló la probabilidad de presencia y la densidad media condicional en toda el área de estudio y se calculó la densidad media corregida en cada una de ellas como el producto simple entre las dos variables anteriores.

Análisis de sobreposición de sardina austral y sus depredadores

A partir de las estimaciones de probabilidad de presencia y abundancia condicional de sardina austral (Fig.3.16), merluza de cola y merluza austral, se generó estimaciones de sobreposición de especies en cada una de las celdas de análisis (5×5 km). Se utilizó una extensión del índice de sobreposición de Renkonen (Krebs 1989), la cual buscó ponderar la sobreposición, calculada en términos de la probabilidad de presencia de cada especie en cada celda, con la proporción de la abundancia relativa de cada especie representada por esta misma celda, cuya expresión es

$$P_{ij,xy} = \frac{d_{i,xy} \cdot d_{j,xy} \cdot \text{minimum}(p_{i,xy}, p_{j,xy})}{\sum_{x=y}^N \sum_{y=i}^N d_i \cdot d_j}$$

donde, P es el Índice de sobreposición, d es densidad relativa, p es probabilidad de presencia, i, j, x, y son subíndices correspondientes a especie 1, especie 2, longitud y latitud de cada celda, respectivamente.

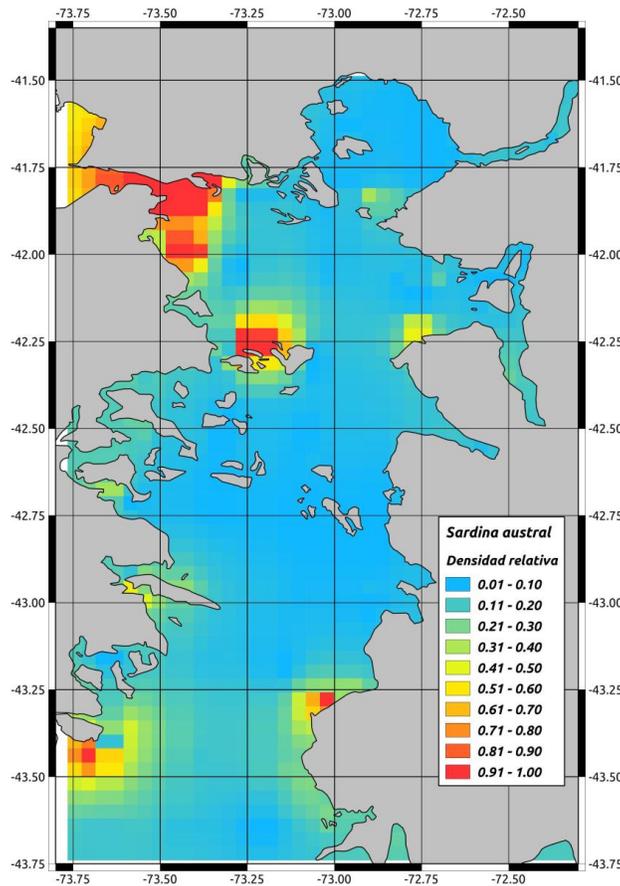


Figura 3.16. Valores esperados de densidad relativa de sardina austral calculados a partir de la interpolación de los datos del coeficiente de retrodispersión acústica por unidad de área (sA) atribuido a sardina austral en el área de estudio. Análisis combinado de tres cruceros hidroacústicos efectuados en abril-mayo 2008, diciembre 2009 y enero 2010. Fuente: datos acústicos y biológicos de tres cruceros hidroacústicos orientados a evaluar la distribución y abundancia de sardina austral en el área de estudio (Niklitschek et al., 2009; Cubillos et al., 2012).

3.3.3.3 Resultados

a) Distribución y abundancia de merluza austral y merluza de cola

Los datos disponibles de presencia y abundancia de merluza austral y merluza de cola en el mar interior de Chiloé mostraron dos zonas evidentes de concentración, similares para ambas especies. Una primera zona correspondió a la sub-cuenca norte, ubicada entre Puerto Montt e Islas Desertores, equivalente al área de estudio del presente proyecto. La otra zona de mayor concentración correspondió a la Boca del Guafo, al sur de la Isla Grande de Chiloé (Figs. 3.17 y 3.18).

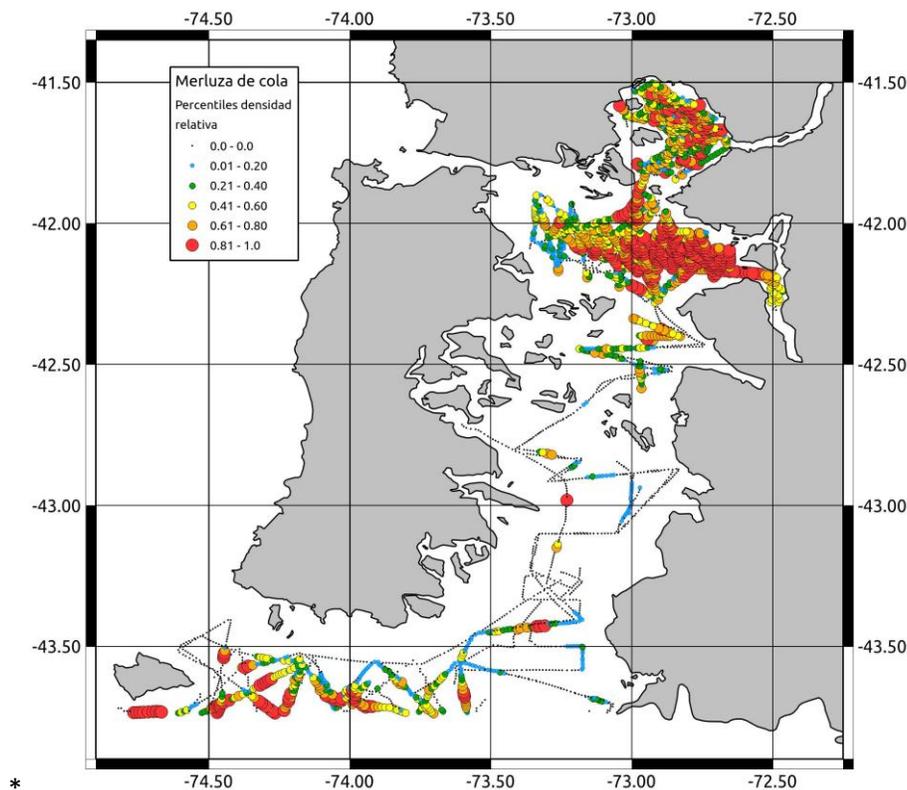


Figura 3.17. Rutas de observación y deciles de los coeficientes de retrodispersión acústica por unidad de área (s_A) atribuidos a merluza de cola en cuatro cruceros hidroacústicos, efectuados en febrero 2003, septiembre 2003, septiembre 2009 y marzo-abril 2011.

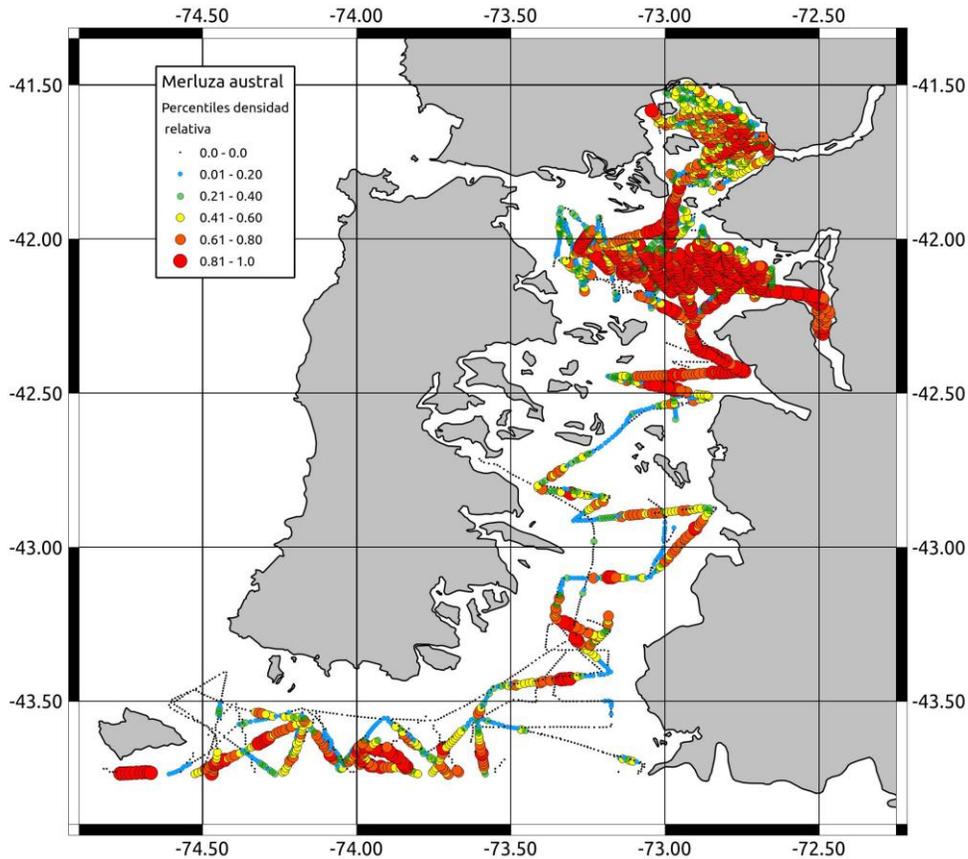


Figura 3.18. Rutas de navegación y deciles de los coeficientes de retrodispersión acústica por unidad de área (sA) atribuidos a merluza austral de los cuatro cruceros hidroacústicos efectuados en febrero 2003, septiembre 2003, septiembre 2009 y marzo-abril 2011.

En el área de estudio las mayores concentraciones medias de merluza austral y merluza de cola fueron observadas hacia la costa oeste del Golfo de Ancud, en una zona ubicada al oeste de la Isla Llancahue, rodeando el extremo norte de la Península Huequi (Figs. 3.19 y 3.20). Una segunda zona de concentración de ambas especies se ubicó en la costa noreste del Seno de Reloncaví, entre las caletas Chaicas y La Arena. La costa oeste del Golfo Ancud, caracterizada por menores profundidades, no fue observada dentro de los cuatro cruceros analizados en el presente estudio.

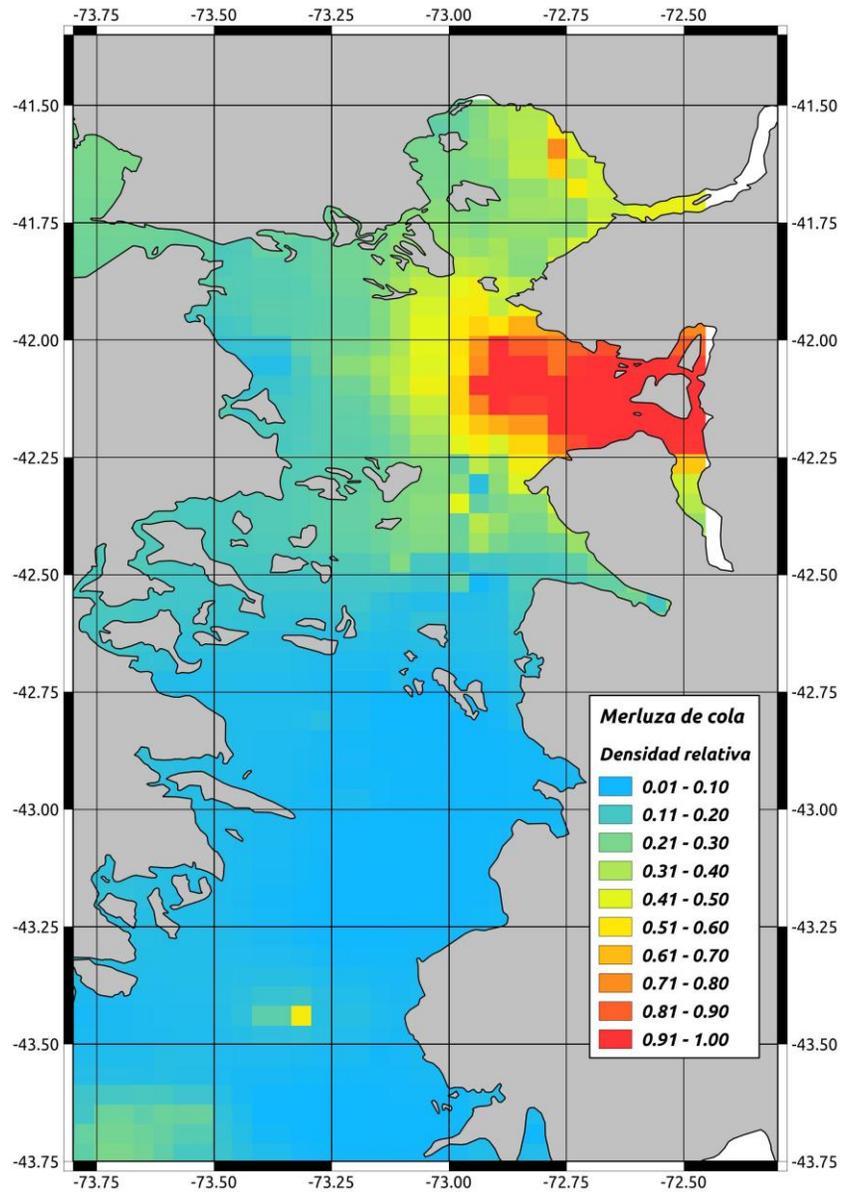


Figura 3.19. Valores esperados de la interpolación geo-estadística del coeficiente de retrodispersión acústica por unidad de área (s_A) atribuido a merluza de cola al combinar los cruceros hidroacústicos de febrero 2003, septiembre 2003, septiembre 2009 y marzo-abril 2011.

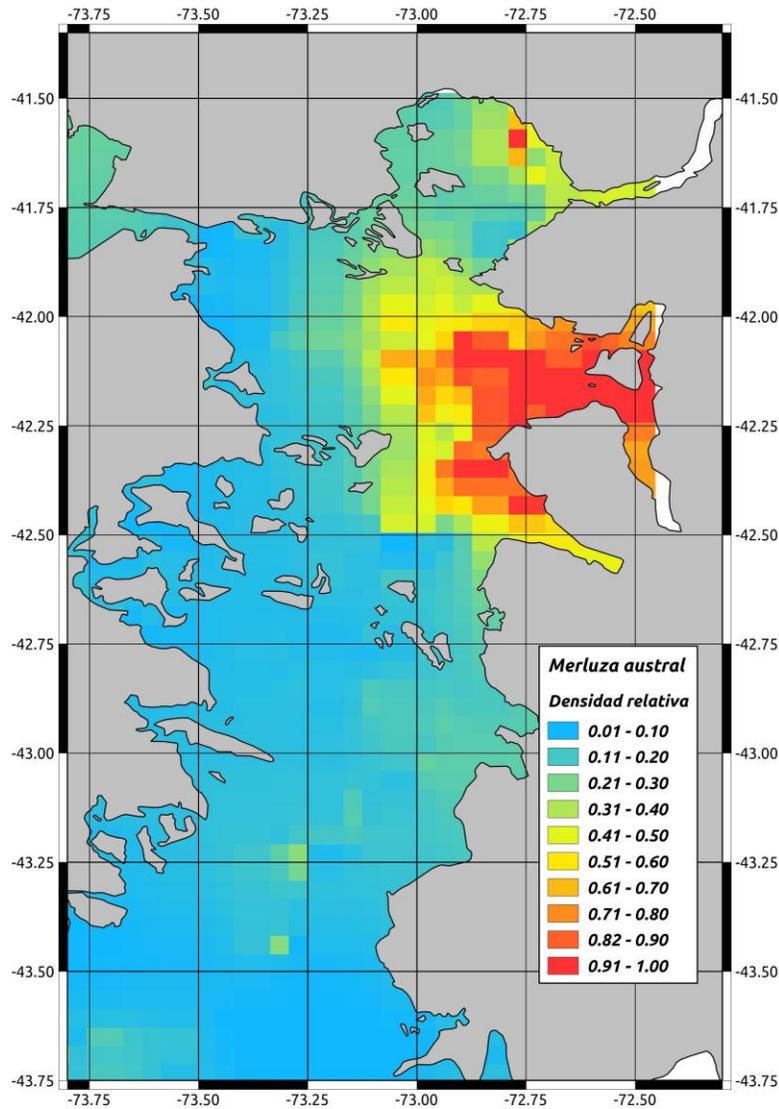


Figura 3.20. Valores esperados de la interpolación geo-estadística del coeficiente de retrodispersión acústica por unidad de área (s_A) atribuido a merluza austral al combinar los cruceros hidroacústicos de febrero 2003, septiembre 2003, septiembre 2009 y marzo-abril 2011.

b) Sobre-posición espacial entre sardina austral, merluza austral y merluza de cola

La probabilidad media de presencia de merluza austral en el mar interior de Chiloé alcanzó a $0,46 \pm 0,16$ EE, mientras que en merluza de cola alcanzó a $0,41 \pm 0,15$ EE. En sardina austral, la probabilidad de presencia de la especie en una celda cualquiera del área de estudio alcanzó a $0,17 \pm 0,020$ EE. La sobreposición estimada de sardina austral y merluza austral alcanzó a 26% ($0,26 \pm 0,012$ EE; Fig. 3.21), muy similar a la sobre-posición estimada para sardina austral y merluza de cola, que fue de 27% ($0,27 \pm 0,012$ EE; Fig. 3.22). En contraste, la sobreposición entre merluza austral y merluza de cola fue notablemente mayor, alcanzando a un 72% ($0,72 \pm 0,020$ EE; Fig. 3.23).

Las áreas de mayor sobreposición espacial de sardina austral con ambos depredadores correspondieron al norte de la Península Huequi y los alrededores de Isla Queullin (Figs. 3.21 y 3.22). En el caso específico de la sobreposición de sardina austral y merluza de cola fue posible identificar otras dos áreas importantes de sobreposición, ubicadas en la boca interior del Canal de Chacao y al norte de las Islas Chauques (Fig. 3.21). El área de mayor sobreposición de merluza de cola y merluza austral correspondió al área de mayor concentración de estas dos especies, es decir, en la zona este del Golfo de Ancud (Huequi-Llancahué) (Fig. 3.23).

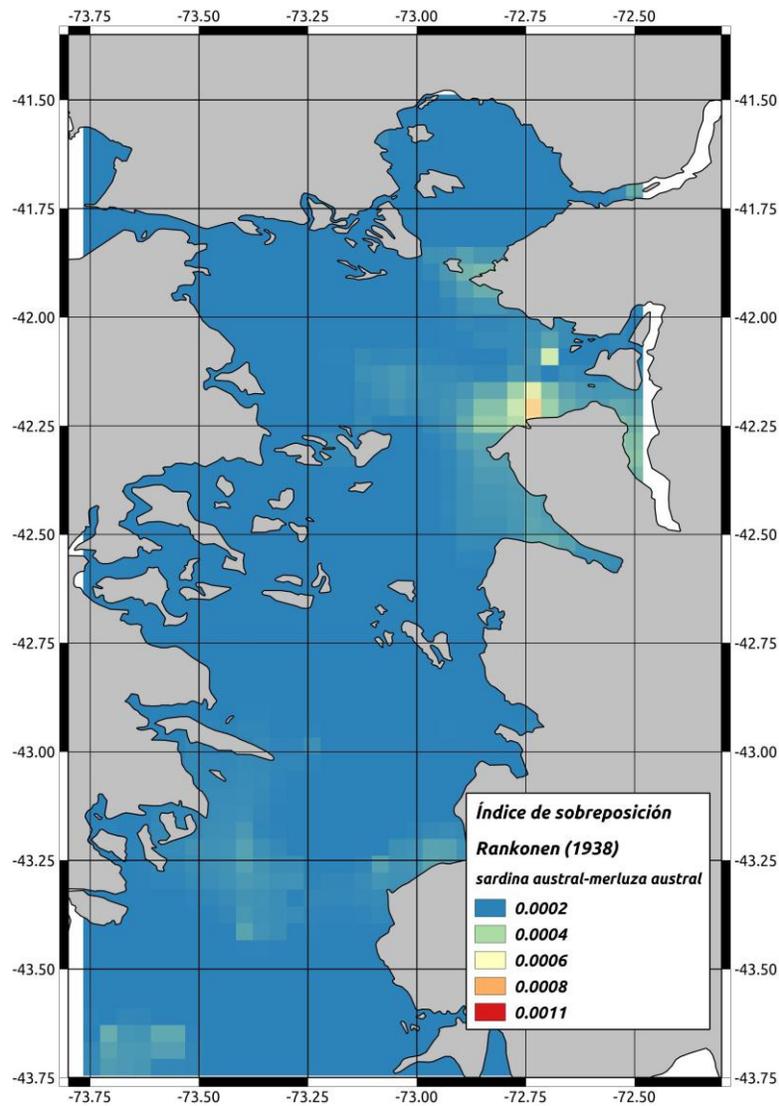


Figura 3.21. Valores interpolados del índice de sobreposición de Renkonen (1938), calculado a partir de los coeficientes de retrodispersión acústica por unidad de área (s_A) atribuido a sardina austral y merluza austral.

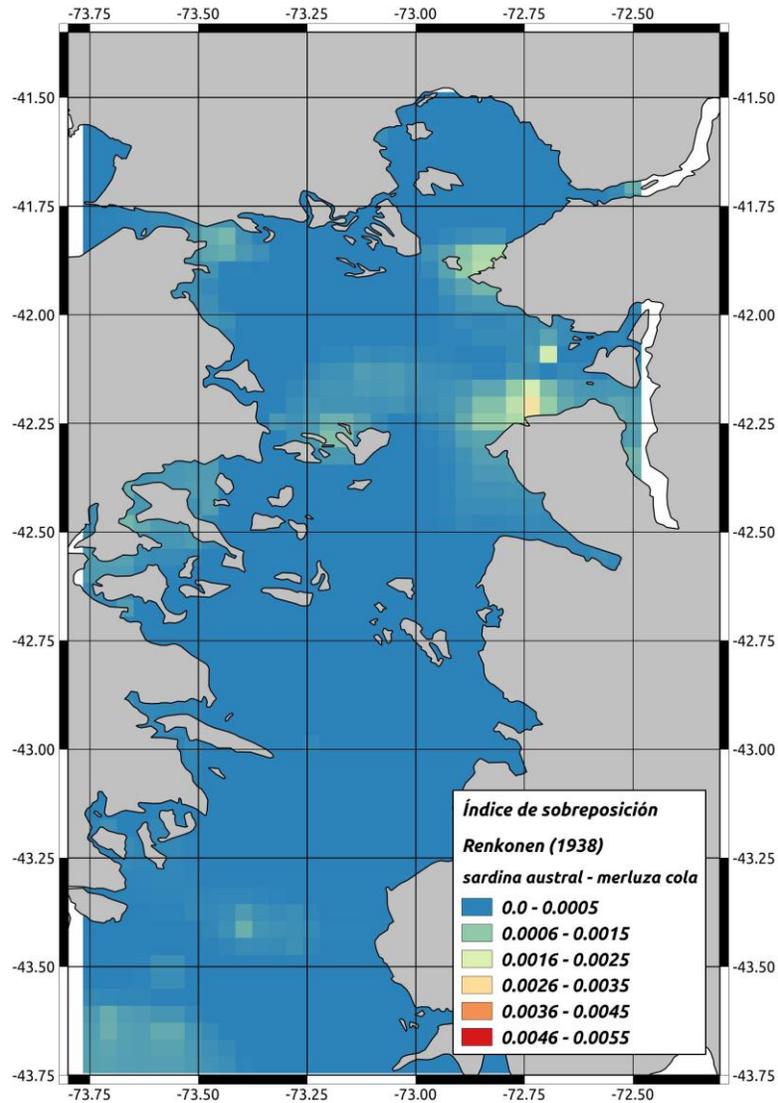


Figura 3.22. Valores interpolados del índice de sobreposición de Renkonen (1938), calculado a partir de los coeficiente de retrodispersión acústica por unidad de área (SA) atribuido a sardina austral y merluza de cola.

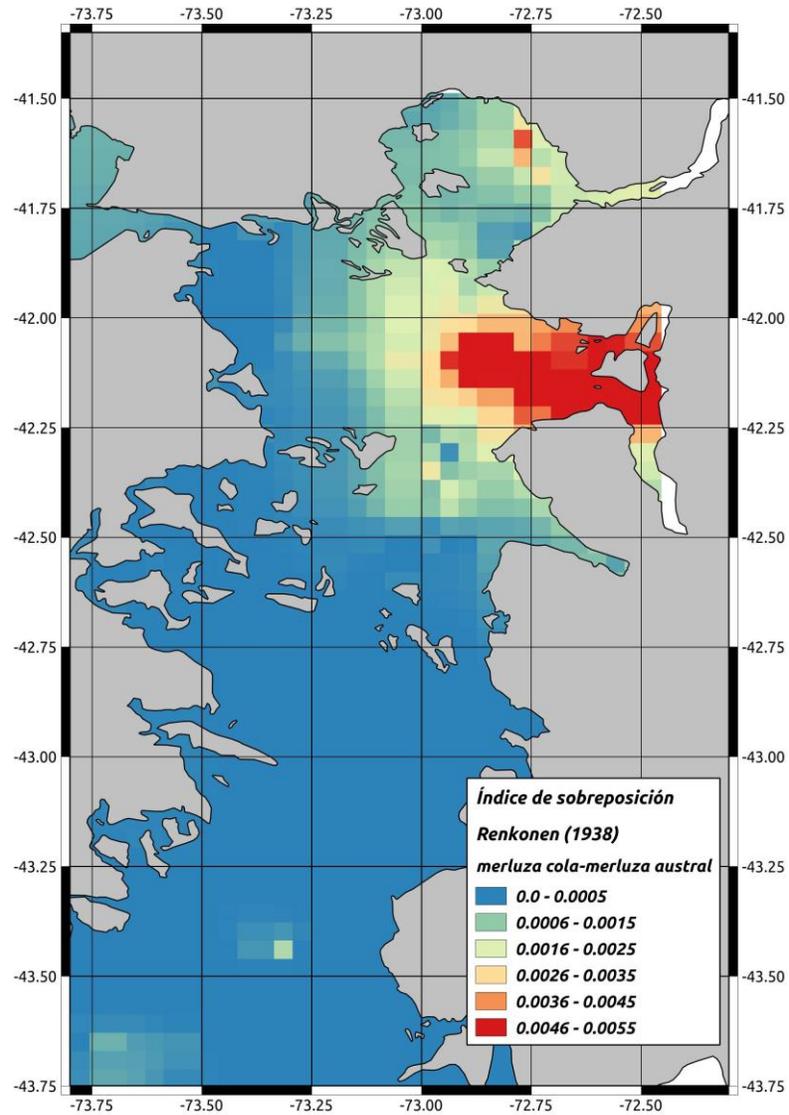


Figura 3.23. Valores interpolados del índice de sobreposición de Renkonen (1938), calculado a partir de los coeficiente de retrodispersión acústica por unidad de área (sA) atribuido a merluza de cola y merluza austral.

3.3.3.4 Discusión

Los resultados de análisis de distribución espacial permiten integrar en una mirada sinóptica datos de distribución y abundancia de sardina austral, merluza austral y merluza de cola obtenidos en distintos cruceros, realizados en distintas épocas del año, entre 2003 y 2011. Los patrones de distribución surgidos de este análisis resultan coincidentes con la distribución de los principales caladeros de los pescadores artesanales que operan en el área. De esta manera, coinciden con la concentración del esfuerzo de la flota de cerco orientada a sardina austral en el sector oriental del Golfo de Ancud, entre la boca interior del Canal de Chacao y las Islas Chauques (Niklitschek et al., 2009), y con la concentración del esfuerzo de la flota artesanal orientada a la captura de merluza austral que se desplaza estacionalmente entre el área oeste del Golfo de Ancud y el noroeste del Seno de Reloncaví (Céspedes et al., 1998).

La sobre-posición estimada entre sardina austral y los dos depredadores analizados (26-27%) fue menor a la esperada bajo el supuesto de que la primera especie representa una parte esencial de la dieta de merluza austral y/o merluza de cola. Este hallazgo es consistente con los resultados del análisis isotópico de composición de dieta, efectuado para ambos depredadores y con una abundante literatura que asigna una importancia secundaria de sardina austral dentro de la dieta de estas dos especies. Sin embargo, estos resultados son contradictorios con las estimaciones obtenidas en el presente estudio a partir del análisis de contenidos estomacales. Es posible que esta discrepancia se relacione con la existencia de nodos locales de mayor sobreposición, como aquellos identificados en el presente estudio en la boca interior del Canal de Chacao, la costa Norte de la Península Huequi y otras.

Análogamente, la alta sobreposición estimada por el presente estudio entre merluza austral y merluza de cola, resultó altamente consistente con la importancia estimada de merluza de cola en la dieta de merluza austral, tanto por nuestro propio análisis de isótopos estables, como por los estudios previos existentes sobre la dieta de merluza austral.

Distribución espacial de la captura de sardina austral

En el caso de la pesca como un predador, se evaluó la distribución espacial de la captura por lance de la flota de embarcaciones cerqueras que operan en la X y XI Regiones. Para este efecto, se solicitó a la Subsecretaría de Pesca, en el marco de la Ley de Transparencia (Ley N° 20285), las bases de datos del Programa de Seguimiento de Pequeños Pelágicos o equivalente. Al respecto, la información de captura por lance se encontró disponible solo para la X Región para el período 2005-2012. La distribución espacial de la captura, como medida de abundancia de sardina austral, se analizó mediante un enfoque geoestadístico, tal y como se describió para la distribución espacial de la densidad acústica

En general, la actividad extractiva de sardina austral y consecuentemente sus capturas, se concentran en el sector noroeste del Golfo de Ancud, y secundariamente alrededor de Islas Desertores (Fig. 3.24 y Fig. 3.25).

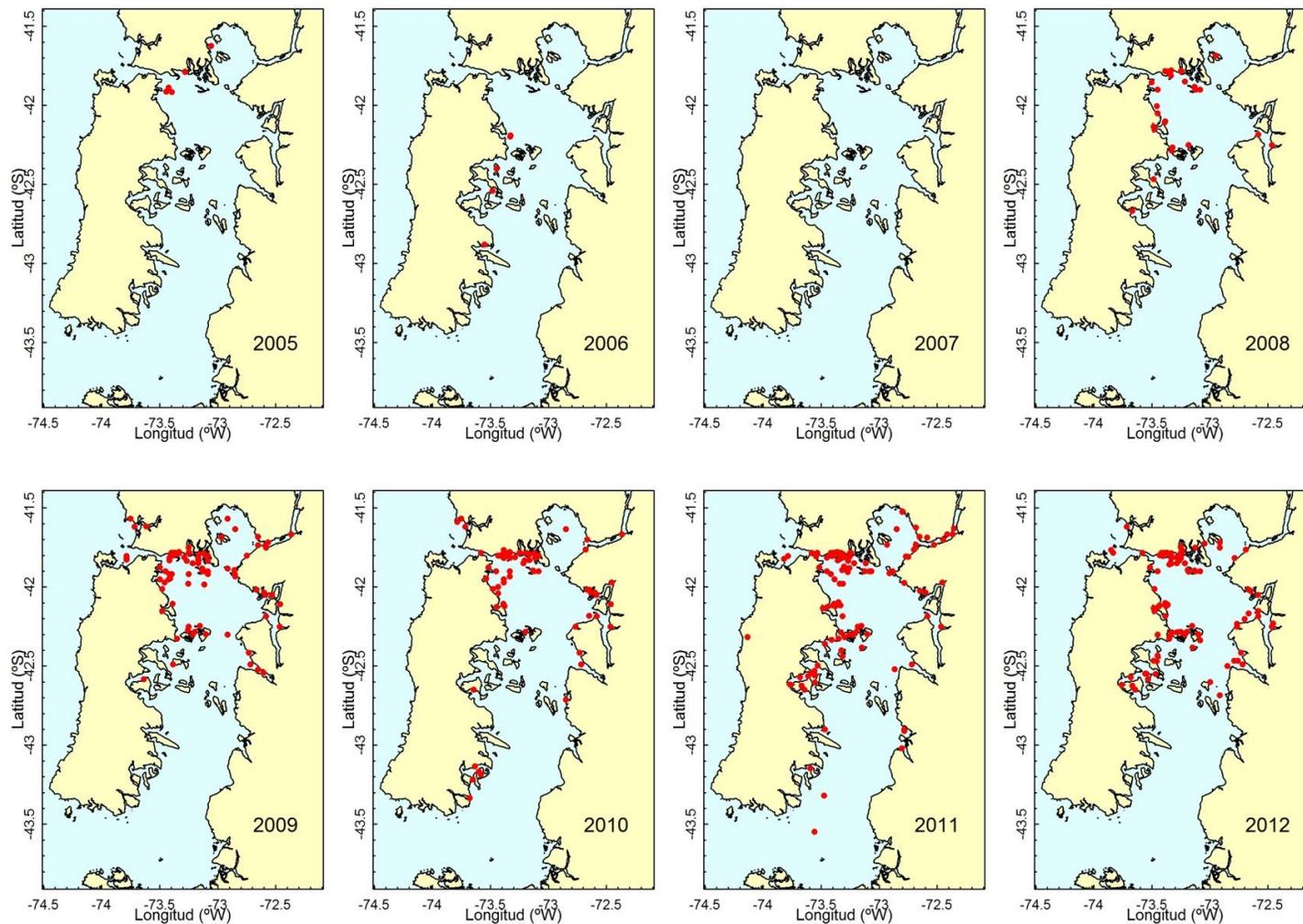


Figura 3.24. Distribución de los lances de pesca de sardina austral (puntos rojos) entre 2005 y 2012 en la X Región.

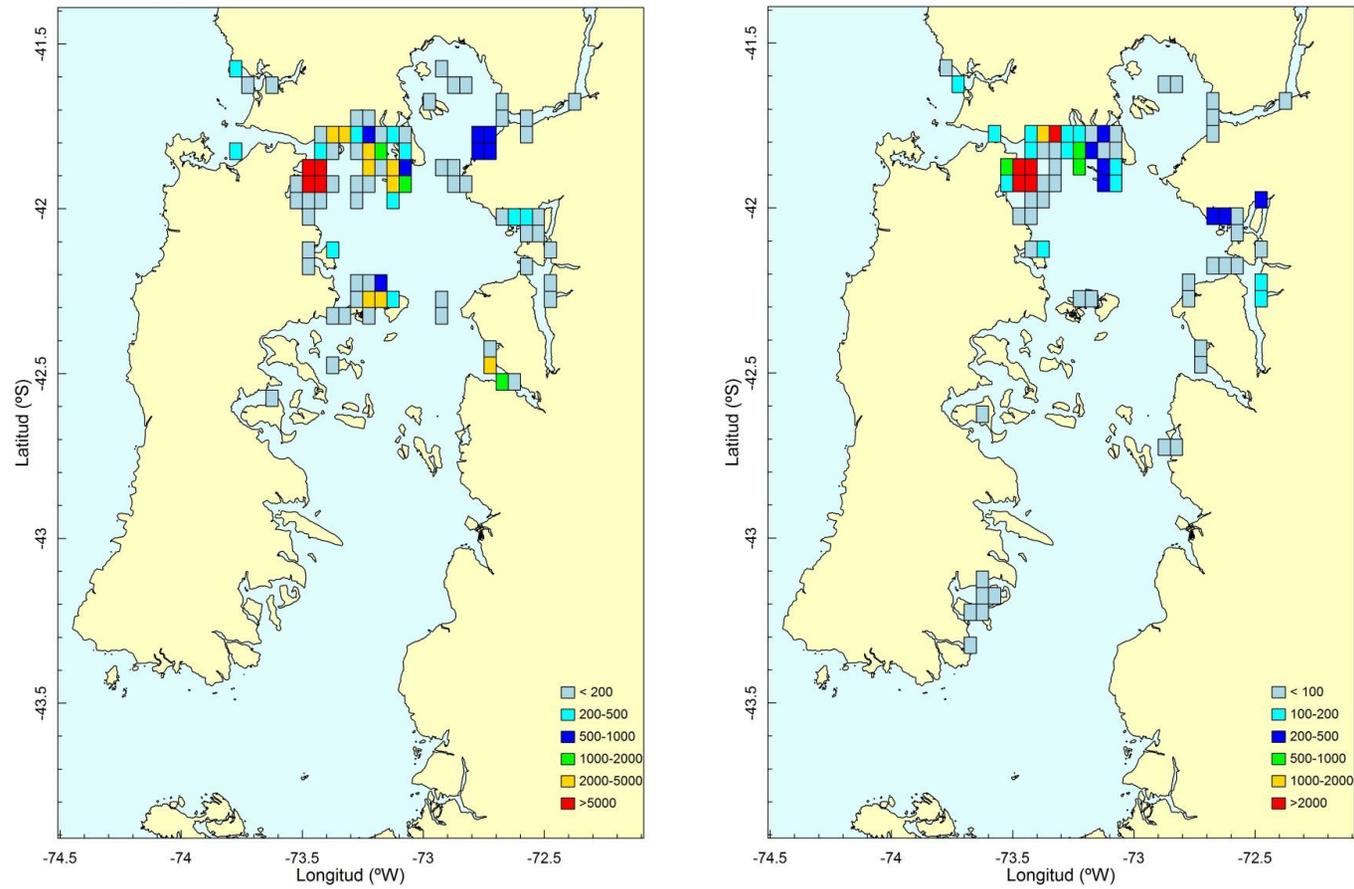


Figura 3.25. Distribución espacial de la captura de sardina austral en la X Región en el año 2009 (izquierda) y 2010 (derecha).

3.3.3.4 Conclusiones Objetivo Especifico 3

1. La sardina austral es largamente la principal presa (en peso) en el contenido estomacal de merluza de cola, pero es presa secundaria en merluza austral y congrio dorado en el mar interior norte de Chiloé con muestras obtenidas desde pescas en lanchas artesanales espineleras.
2. La sardina austral no es presa de merluza austral, merluza de cola y congrio dorado en el sector Guafo/Taitao (mar exterior de la XI Región), según lo atestigua la información de cruceros a bordo de naves arrasteras industriales.
3. La técnica de los isótopos estables sugiere que la sardina austral tendría importancia trófica secundaria para los tres predadores analizados (merluza austral, congrio dorado y merluza de cola).
4. Se estimó una sobreposición espacial entre sardina austral con merluza austral y merluza de cola con valores de 26 y 27%, respectivamente. Esta sobreposición es menor que la sobreposición espacial estimada para merluza de cola y merluza austral, equivalente a 72% de la biomasa de ambas especies en el mar interior de Chiloé.

3.4 Objetivo Específico 4

Estudiar y analizar criterios de explotación sustentables de sardina austral en un contexto multiespecífico

Antecedentes

Las bases de este proyecto señalan que para lograr este objetivo específico se debe:

- (i) Identificar las relaciones tróficas más significativas, y proponer principios de explotación sustentables considerando que la sardina austral es una especie de niveles tróficos inferiores, de la que depende no solo la pesca sino también un conjunto de especies de peces que constituyen recursos pesqueros. Se sugiere evaluar puntos biológicos de referencia blancos y límites en un contexto multiespecífico, tal que permita mantener una razón de potencial reproductivo alto, minimizar el riesgo de cambio en las relaciones ecológicas actuales entre las especies dentro de límites naturales de fluctuación.
- ii) El análisis de estrategias de explotación sustentables en un contexto ecosistémico podrá ser evaluado por modelos holísticos o estructurales, cuantitativos.

En este objetivo específico se presenta separado en dos sub-secciones. La primera sección presenta la modelación de la trama trófica en la cual interviene sardina austral, la que se aproxima de dos formas i) con enfoque estado-estable (sin cambios en la biomasa de los grupos en el período de tiempo), y ii) con dinámica temporal de las biomásas. El primer enfoque permite cuantificar las interacciones tróficas principales en el sistema, mientras que el segundo enfoque permite indagar en los cambios en la biomasa de presas y predadores de sardina austral ante cambios en la biomasa de esta última especie. La segunda sección analiza estrategias de explotación sustentables para sardina austral considerando el rol ecosistémico que cumple en en área de estudio.

3.4.1. Parte A. Aproximación ecotrófica Multiespecífica

Metodología

Se construyó un modelo que representa la trama trófica en la que se desarrolla la sardina austral además de otras especies de importancia económica o ecológica con las cuales sardina austral interactúa directamente. La zona de estudio corresponde al mar interior de la X y XI Regiones y el período de estudio considera condiciones promedio 2005-2010.

Los grupos funcionales considerados en el modelo son fitoplancton, zooplancton pequeño (<5 mm), zooplancton grande (>5 mm), organismos bentónicos, múnida o langostino de los canales (*Munida subrugosa*), sardina austral (*S. fuegensis*), otros peces pelágicos menores, salmónidos, merluza de cola (*M. magellanicus*), merluza austral (*M. australis*), congrio dorado (*G. blacodes*), rayas (*Raja* spp.), otros predadores y detrito. El modelo incluye estructura de tallas en sardina austral, merluza de cola y merluza austral.

El modelo matemático seleccionado para representar esta trama trófica es Ecopath with Ecosim (EwE, Christensen yPauly, 1992, Walters et al., 1997), que es un enfoque de modelación ecológica con énfasis en la cuantificación de flujos e interacciones tróficas entre los componentes de un ecosistema. La estructura matemática de EwE se basa en dos sub-modelos principales, a saber: i) Ecopath que es una representación estática del sistema en un período dado; y, ii) Ecosim que es una representación con dinámica temporal. La descripción detallada de ambos sub-modelos se encuentra en Christensen yPauly (1992) y Walters et al., (1997), por lo que aquí sólo se presentará las dos ecuaciones principales maestras de EwE y que son las que ellas definen los parámetros necesarios para representar la condición inicial y la dinámica temporal del sistema, respectivamente. La primera ecuación indica que Ecopath se basa en el supuesto que la utilización de la producción de cada grupo *i* del modelo puede separarse en los siguientes componentes:

$$P_i = Y_i + B_i \cdot M2_i + E_i + BA_i + P_i \cdot (1 - EE_i)$$

donde: P_i es la tasa de producción total del grupo *i*; Y_i es su tasa de captura total; $M2$ es la tasa de predación total para el grupo *i*, B_i es la biomasa total del grupo *i*; E_i es la tasa de migración neta (emigración-inmigración), BA_i es la acumulación de biomasa del grupo *i*;

$P_i(1-EE_i)=M0_i$ es la tasa de “otra mortalidad” aquella mortalidad que es independiente de la predación y capturas.

La ecuación anterior puede re-expresarse como:

$$B_i \cdot \left(\frac{P}{B}\right)_i - \sum_{j=1}^n B_j \cdot \left(\frac{Q}{B}\right)_i \cdot DC_{ji} - \left(\frac{P}{B}\right)_i \cdot B_i \cdot (1-EE_i) - Y_i - E_i - BA_i = 0$$

donde: B_i es la biomasa total del grupo i ; $(P/B)_i$ es la razón producción biomasa de i , $(Q/B)_i$ es la razón consumo biomasa de i ; $(P/B)_i \cdot B_i \cdot (1-EE_i)=M0_i$ es la tasa de “otra mortalidad” aquella mortalidad que es independiente de la predación y capturas; B_j es la biomasa del predador de i ; DC_{ji} es la fracción de la presa i en la dieta del predador j ; Y_i es la tasa de captura total de i ; E_i es la tasa de migración neta (emigración-inmigración); y BA_i es la acumulación de biomasa del grupo i .

De los términos de la ecuación anterior, la tasa de producción (P_i) se calcula como el producto entre la biomasa del grupo i (B_i) y su razón producción biomasa $(P/B)_i$. De acuerdo con Allen (1971), en poblaciones en equilibrio, con mortalidad exponencial y crecimiento tipo von Bertalanffy, la razón $(P/B)_i$ corresponde a la tasa de mortalidad total Z_i . La “otra mortalidad” ($M0_i$) incluye la mortalidad que no se debe a depredación ni captura (i.e. mortalidad debido a enfermedades, longevidad, etc.), se calcula internamente como $M0_i=P_i(1-EE_i)$, donde EE_i es la “eficiencia ecotrófica” de i . EE_i es un parámetro ecológico que representa la proporción de la producción del grupo i que se utiliza dentro del sistema, ya sea como consumo por predadores o capturas pesqueras.

La ecuación anterior representa una situación de estado-estable para cada grupo en el modelo (i.e. sin cambio en la biomasa al inicio y al final del periodo en el cual el modelo es válido). Sin embargo, vale la pena destacar que Ecopath no es un modelo estado-estable, ya que basta relajar el supuesto que $BA_i = 0$, para que el modelo incluya variaciones en la biomasa de uno o más grupos durante el periodo de tiempo considerado.

En Ecopath las entradas de energía deben balancear las salidas de energía en cada grupo funcional. La primera ecuación de Ecopath incluye sólo la producción de cada grupo

funcional, la que debe igualar la sumatoria de los flujos por depredación, capturas, migración neta, biomasa acumulada y otras mortalidades. Una vez que se ha ingresado todos los parámetros de entrada requeridos por el modelo, el balance de masa en cada grupo se verifica a través de la siguiente ecuación:

$$Q = P + R + U$$

donde: Q corresponde al consumo, P a la producción, R es la respiración y U es el alimento no asimilado. Esta ecuación define el consumo como la suma del crecimiento gonadal y somático, los costos metabólicos y los productos de excreción. Entonces, para cada grupo funcional (especie o grupos de especies) se requiere como datos de entrada lo siguiente:

- la biomasa en el área de estudio: se obtuvo de información cuantitativa estimada, principalmente, en proyectos CIMAR (plancton), FIP y proyectos sectoriales Subpesca (peces).
- la tasa de recambio = $P/B = Z$: se obtuvo desde información cuantitativa estimada, principalmente, en proyectos CIMAR (plancton), FIP y proyectos sectoriales Subpesca (peces).
- la razón consumo/biomasa = Q/B : se obtuvo de información cuantitativa estimada, principalmente, FIP y proyectos sectoriales Subpesca (peces), más literatura especializada.
- la composición de la dieta (DC): se obtuvo de información cuantitativa estimada, principalmente, FIP (peces) más proyectos sectoriales Subpesca (peces), más literatura especializada.
- la captura (Y): se obtuvo desde los Anuarios Estadísticos del Servicio Nacional de Pesca, considerando sólo los desembarques artesanales.

La ecuación principal del modelo Ecosim describe la dinámica temporal de los grupos funcionales en el ecosistema de la siguiente forma:

$$\frac{dB_i}{dt} = f(B) - M_0 B_i - F_i B_i - \sum_{j=1}^n c_{ij}(B_i, B_j)$$

donde: $f(B)$ es una función de B_i ; F_i es la tasa de mortalidad por pesca del grupo i ; y $c_{ij}(B_i, B_j)$ es la función que predice el consumo de la presa i por el predador j . Si el grupo i es un productor primario, entonces:

$$f(B_i) = v_i B_i / (1 + B_i h_i)$$

donde: v_i es la razón P/B máxima que i puede alcanzar cuando B_i es baja; y, v_i/h_i es tasa de producción primaria neta máxima para el grupo i cuando B_i no está limitada por la producción.

Si el grupo i es un consumidor, entonces:

$$f(B_i) = g_i \sum_{j=1}^n c_{ij}(B_i, B_j)$$

donde: $g_i = B_i (P_i/B_i)$ representa la eficiencia neta de crecimiento de i .

El sistema de ecuaciones (una para grupo funcional) se integra en el tiempo incorporando tasas de mortalidad por pesca (F) variables, entregando así predicciones dinámicas de biomasa para todo i . Dichas predicciones son resultado directo de cambios en la captura, la depredación y la disponibilidad de alimento para cada grupo i y un reflejo indirecto de cambios en la pesca y la depredación sobre grupos que interactúan con el grupo i .

Tal como ocurre en Ecopath, en Ecosim lo que es consumo para un grupo (predador) es mortalidad para otro (presa). Por lo tanto, la dinámica temporal de cada grupo i está fuertemente ligada al consumo de alimento (mortalidad por depredación causada sobre la presa) de cada predador. A continuación se presenta la ecuación a través de la cual Ecosim predice el consumo (C_{ijt}) de la presa i por el predador j al tiempo t :

$$C_{ij} = \frac{a_{ij} v_{ij} B_{it} B_{jt}}{2v_{ij} + a_{ij} B_{jt}}$$

donde: a_{ij} corresponde a la tasa efectiva de búsqueda a la cual el predador j sobre la presa i ; v_{ij} es la tasa instantánea máxima de mortalidad que el predador j puede causar sobre la presa i . Como se observa a partir de esta ecuación, C_{ijt} depende de las biomásas de presa (B_{it}), del predador (B_{jt}), de la tasa de búsqueda del predador y de la “vulnerabilidad” de la presa a la depredación. De estos cuatro parámetros, la vulnerabilidad a predación es la que determina en mayor medida la dinámica tanto de la biomasa del predador como de la presa. A continuación se discute con más detalle los aspectos relacionados a este parámetro.

Vulnerabilidad a la predación

Las relaciones predador-presa son más complejas que aquellas descritas mediante ecuaciones simples tipo Lotka-Volterra (Walters et al., 1997). En efecto, los predadores y las presas no se distribuyen homogéneamente en el espacio (ver objetivos específicos 2 y 3), sino que su interacción depende del comportamiento de ambos. Por un lado, la presa utiliza tácticas de escape o búsqueda de refugio que disminuyen la probabilidad de ser atacada (y si el ataque es exitoso, depredada), mientras que el predador puede cambiar el tiempo que destina a la búsqueda de una presa y/o la energía de ataque.

Lo anterior se relaciona con las dos visiones clásicas que tratan de explicar la regulación poblacional en ecosistemas terrestres y acuáticos. Por un lado, se sostiene que la disponibilidad de alimento (control por presas o bottom-up) es el principal medio de regulación poblacional, mientras que, por el otro lado, se propone que la presión de predación (control por predadores o top-down) es la principal fuente de regulación. Actualmente se acepta que ambos tipos de control operan dinámicamente al interior de las tramas tróficas marinas. Esto implica que la evaluación de las relaciones predador-presa requiere necesariamente de un análisis del tipo de control que opera en un momento dado. Ecosim utiliza la vulnerabilidad de la presa a la depredación como una aproximación a este problema. Esta vulnerabilidad puede verse influenciada por cambios espaciales del predador, de la presa o de ambos, y de ahí la alternancia dinámica entre un tipo de control y otro.

En Ecosim la biomasa de cada grupo presa B_i tiene un componente vulnerable para cada predador j (V_{ij}) en cualquier momento del tiempo. La importancia del parámetro vulnerabilidad (v) en las predicciones realizadas por Ecosim, es que éste regula la velocidad de intercambio entre la fracción invulnerable y la vulnerable de la biomasa de la presa. Si v es alto, entonces el reemplazo desde la biomasa invulnerable a la vulnerable será casi instantáneo generando que la dinámica del grupo presa sea regulada por la predación (tipo de control top-down). En cambio, si v es bajo, entonces el reemplazo de la biomasa desde la fracción invulnerable a la vulnerable será lento, y en este caso, la dinámica del predador estará regulada por el valor de v de la presa. Así, un valor bajo de v implicará un control por presas (o bottom-up).

Simulaciones dinámicas para la biomasa relativa de sardina austral

Una vez estandarizada la estructura del modelo ecotrófico básico, se se procedió a ajustar el modelo dinámico Ecosim. Para ello se utilizó series observadas de mortalidad por pesca como frozante de la biomasa de sardina austral en el período 2006-2012 utilizando series de tiempo observadas de biomasa para evaluar la bondad de ajuste del modelo (diferencia entre el valor esperado y el observado). Las series de F y B fueron obtenidas en este mismo estudio a partir de la información disponible de la evaluación de stock que realiza IFOP. En el proceso de ajuste, se deja que el modelo estime los valores de vulnerabilidad para las interacciones predador presa a las cuales el modelo es más sensible.

Una vez obtenido el mejor ajuste se procedió a simular cuatro escenarios de pesca en el cual el modelo se proyectó en el tiempo desde el año 2013 hasta el año 2020. Las biomásas resultantes de cada uno de esos escenarios son utilizadas más adelante en el presente objetivo. Sin embargo, también se realizó el impacto de estos escenarios de pesca en la biomasa de los demás grupos del modelo, especialmente los potenciales predadores. Para ello se realizó un análisis de equilibrio que corresponde a tomar las derivadas parciales de las ecuaciones diferenciales que definen Ecosim con respecto a la mortalidad por pesca, igualándolas a cero para encontrar la biomasa que resultaría a partir de la aplicación

continúa de distintos niveles de mortalidad por pesca. Para evaluar lo anterior, se presentará los resultados en un gráfico centrado en las biomásas de Ecopath al año 1, en la izquierda, con las biomásas de los distintos grupos resultantes de la aplicación de valores bajos de F (incluyendo $F=0$) y altos con respecto al F base (que es el F obtenido en el año 2006). También se incluye la captura total del sistema en términos relativos.

Resultados

Los parámetros y resultados del modelo balanceado que representa la trama trófica que se desarrolla en el mar interior de la zona sur-austral de Chile año 2004 se presentan en la Tabla 4.1. La dieta de los predadores en el mismo modelo se presenta en la Tabla 4.2.

Tabla 4.1. Parámetros y resultados del modelo balanceado que representa la trama trófica que se desarrolla en el mar interior de la zona sur-austral de Chile. NT= Nivel trófico; B= biomasa; P/B= razón producción biomasa; Q/B=razón consumo/biomasa; EE= eficiencia ecotrófica; P/Q=razón producción/consumo. Las biomasa está expresadas en t*km² mientras que las razones en año⁻¹.

Nombre del grupo	NT	B	P/B	Q/B	EE	P/Q
Fitoplancton	1.00	8.00	137.00	-	0.31	-
Zooplancton pequeño	2.18	5.86	20.00	45.00	0.99	0.44
Zooplancton grande	2.18	4.52	13.00	31.71	0.99	0.41
Bentos	2.00	11.64	2.70	36.00	0.02	0.08
Munida	2.00	33.50	0.78	11.60	0.01	0.07
Sardina austral (juveniles)	2.59	2.51	3.00	40.00	0.66	0.08
Sardina austral (adultos)	2.82	3.50	1.60	25.00	1.09	0.06
Otros peces pelágicos	2.88	0.22	1.50	10.00	0.99	0.15
Salmónidos	3.33	0.10	5.00	6.50	0.00	0.77
Otros peces demersales	3.00	0.06	0.70	3.50	0.99	0.20
Merluza de cola (juveniles)	3.74	0.57	2.00	16.95	0.99	0.12
Merluza de cola (adultos)	4.01	0.07	0.59	8.27	0.99	0.07
Congrio	4.29	0.25	0.68	1.40	0.40	0.49
Raya	4.14	0.04	0.25	2.50	0.21	0.10
Merluza austral (juveniles)	3.87	0.59	0.60	1.00	0.99	0.60
Merluza austral (adultos)	4.63	0.95	0.31	0.72	0.11	0.43
Predadores tope	4.73	0.01	0.01	20.85	0.00	0.00
Detritus	1.00		-	-	0.81	-

Tabla 4.2. Composición de la dieta de los predadores incluidos en el modelo balanceado que representa la trama trófica que se desarrolla en el mar interior de la zona sur-austral de Chile.

Nº Presa \ Predador	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
1 Fitoplancton	0.65	0.65			0.50	0.30	0.25									
2 Zooplancton pequeño	0.15				0.50	0.30										
3 Zooplancton grande		0.15				0.40	0.75			<0.01	0.07					
4 Bentos								0.36	1.00	0.01	0.10	0.07	0.05		0.02	
5 Munida								0.20								
6 Sardina austral (juvenil)										0.48		0.16		0.42		0.02
7 Sardina austral (adulto)								0.17		0.48		0.16		0.42	0.15	0.11
8 Otros peces pelagicos								0.19			0.28		0.05			0.08
9 Salmonidos																
10 Otros peces demersales											0.04					
11 Merluza de cola (juvenil)										0.04	0.28	0.59		0.16	0.33	0.37
12 Merluza de cola (adulto)													0.06			0.20
13 Congrio													0.02			0.23
14 Raya																
15 Merluza austral (juvenil)												0.02			0.50	
16 Merluza austral (adulto)																
17 Otros predadores																
18 Detritus	0.20	0.20	1.00	1.00												
Importación								0.08			0.23		0.82			
Suma	1.00															

En la Fig. 4.1 se presenta el diagrama de flujo para la trama trófica en la que participa la sardina austral, sus predadores y presas en la zona del mar interior. En la Fig. 4.2 se resalta los flujos en los que participa específicamente sardina austral. Los diagramas permiten apreciar el rol trófico central que juega la sardina austral como predador y presa en el sistema. Los principales flujos hacia sardina austral involucran al zooplancton como presa, mientras que los principales flujos desde sardina austral involucran a merluza de cola y congrio como predadores.

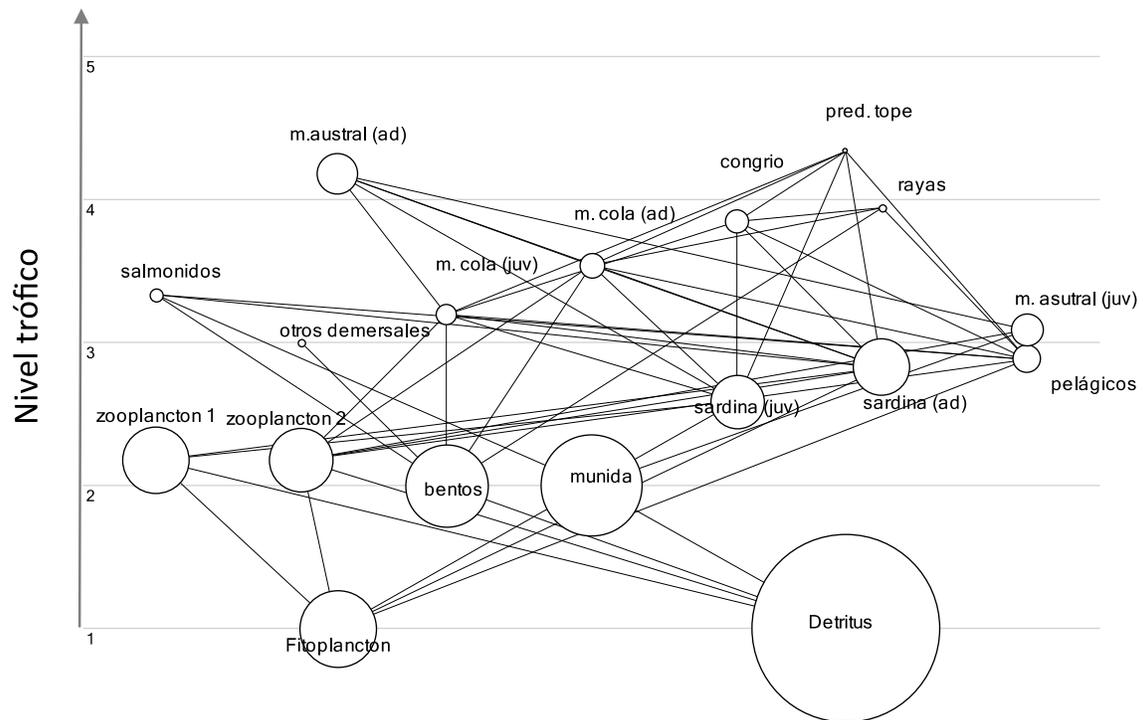


Figura 4.1. Diagrama de flujo para la trama trófica en la que participa sardina austral en la zona del mar interior X a XI Regiones. Los grupos funcionales se muestran alineados de acuerdo a su nivel trófico.

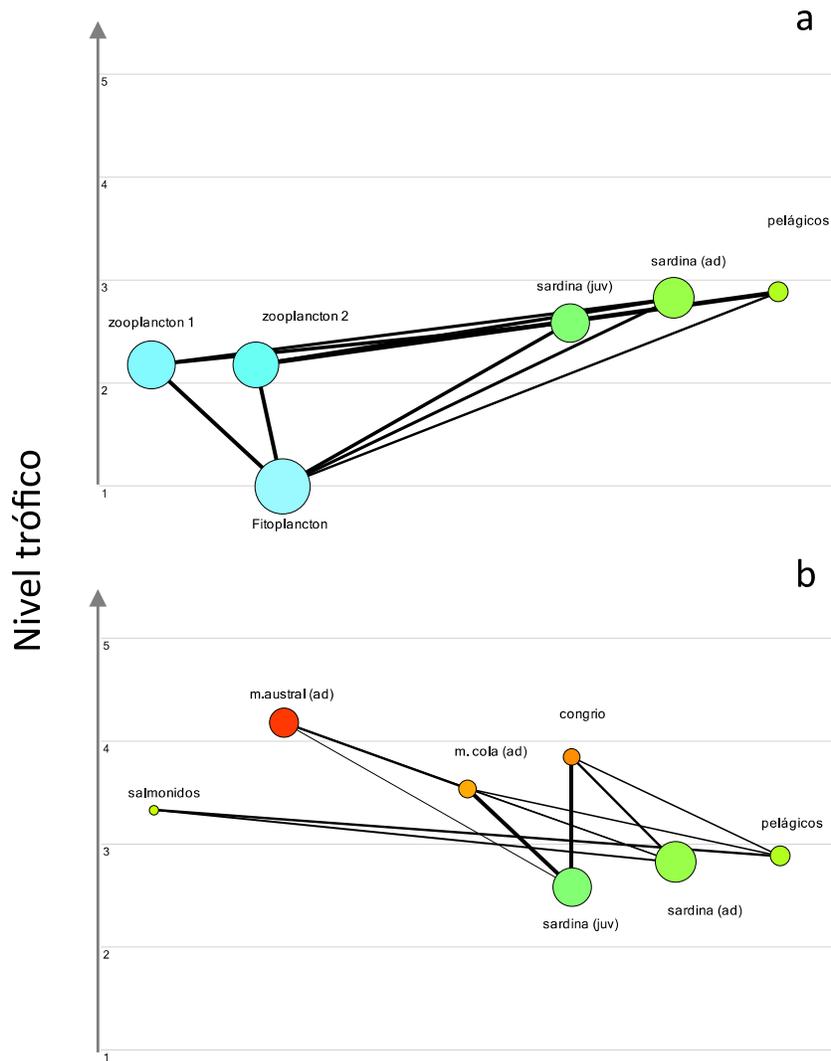


Figura 4.2. Diagramas de flujo mostrando las interacciones tróficas de sardina austral como predador (a) y como presa (b). Se incluye al grupo funcional otros pelágicos de tamaño pequeño (sardina común y anchoveta) para fines comparativos.

En la Fig. 4.3 se presenta los resultados del ajuste del modelo Ecosim cuando es forzado por F. Como se observa, el ajuste del modelo es satisfactorio en cuanto el análisis no busca un ajuste perfecto punto a punto del modelo, sino que replicar la dinámica reciente para luego realizar simulaciones en el tiempo.

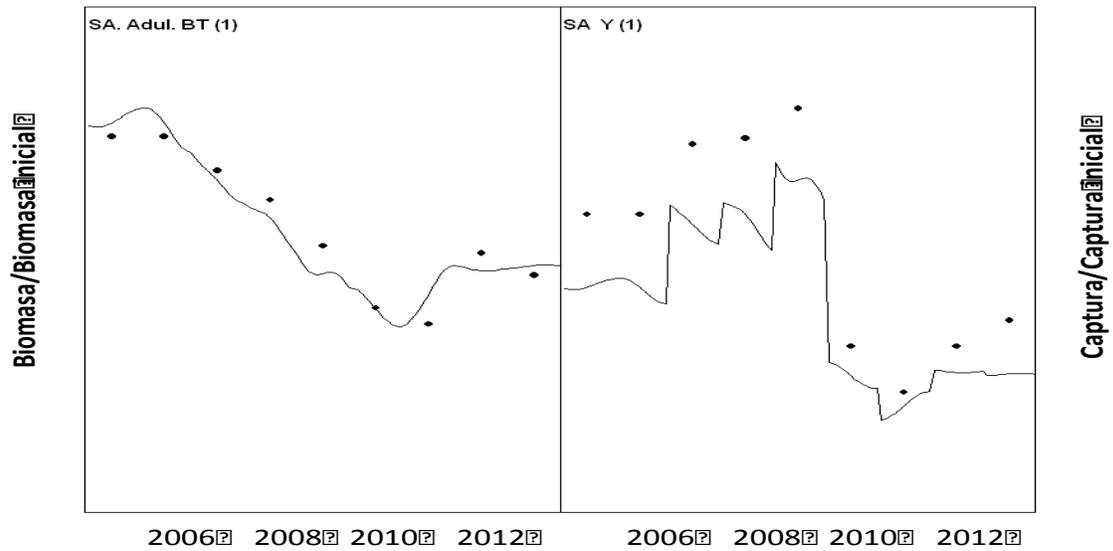


Figura 4.3. Ajuste del modelo del modelo Ecosim a series de tiempo de biomasa (panel derecho) y captura (panel izquierdo) de sardina austral.

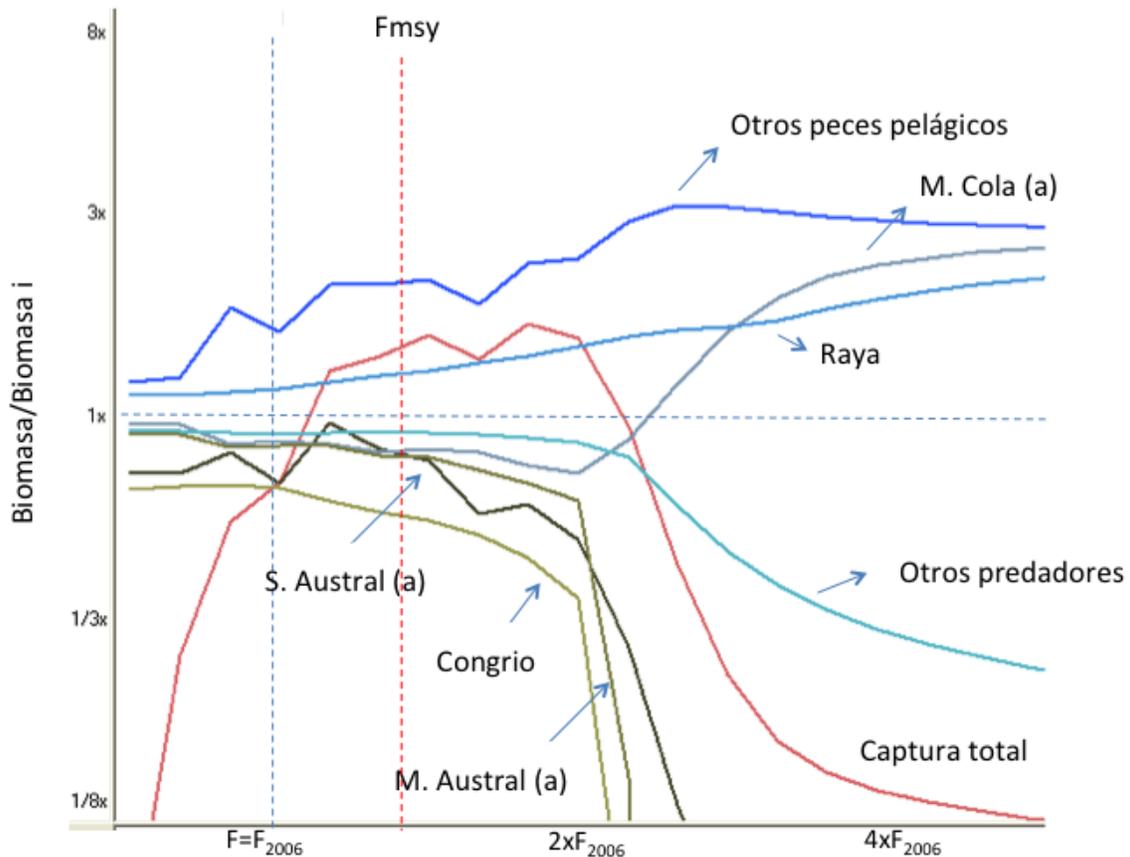


Figura 4.4. Análisis de equilibrio resultante de aplicar distintos niveles de mortalidad por pesca en sardina austral y su efecto en la biomasa del mismo grupo y sus predadores y/o competidores principales, así como en la captura total del sistema.

En la Fig. 4.4. se muestra que los cambios en la biomasa de sardina austral por efecto de la pesca impactan la biomasa de otros grupos funcionales en el modelo. Los grupos predadores ubicados en niveles tróficos superiores tales como congrio, merluza austral (adultos) y “otros predadores” son impactados negativamente, siendo los más afectados los primeros dos. Sin embargo, otros grupos parecen ser afectados positivamente por el

agotamiento de la biomasa de sardina austral. En efecto, este es el caso de “otros peces pelágicos”, merluza de cola (adultos) y rayas. En el caso de “otros peces pelágicos” el impacto positivo de una disminución en la biomasa de sardina austral se entiende como un impacto trófico indirecto. En el modelo, sardina austral comparte ítems alimentarios con “otros pelágicos”, por lo que al caer la biomasa del primero se libera alimento para el segundo. El incremento en la biomasa de merluza de cola (adultos) observado con la disminución de la biomasa de sardina austral también resultaría de un impacto trófico indirecto. En el modelo, merluza de cola es un componente principal de la dieta en merluza adulta. Por lo tanto, la disminución de la biomasa de este último grupo favorece el incremento de biomasa los juveniles y adultos de merluza de cola. En el caso del grupo funcional rayas, el aumento de biomasa también es un efecto indirecto probablemente asociado a la caída de otros predadores bentófagos con los cuales puede competir (e.g., congrio y merluza austral) y/o al aumento de presas marginales de raya como otros peces pelágicos y merluza de cola.

3.4.2. Parte B. Evaluación de la estrategia de manejo de sardina austral en un contexto multiespecífico

Se desarrolló un modelo operativo (MO) para sardina austral que permitió evaluar la estrategia de manejo en un contexto multiespecífico. Un MO permite simular la dinámica de la pesquería (A’mar et al., 2010; Murua et al., 2010) e incorporar varias fuentes de incertidumbre que podrían afectar el desempeño del manejo (Jones et al., 2009). Para ello se utilizó proyecciones de biomasa total de sardina austral a partir de Ecosim (ver arriba) en función del rol trófico de sardina austral y otras especies, y se simuló bajo incertidumbre una estrategia de explotación con mortalidad por pesca constante (Fig. 4.5).

Las proyecciones de biomasa de sardina austral fueron utilizadas para condicionar un modelo de dinámica poblacional estructurado por edad que representa un modelo operativo tal que permita simular la composición de tallas de las capturas, captura por unidad de esfuerzo (cpue) y los cruceros de evaluación acústica (biomasa y su composición por tallas), datos que son utilizados por el estimador que está aplicando el Instituto de Fomento

Pesquero, IFOP (Leal et al., 2013). Este estimador es un modelo de evaluación de stock estructurado por tallas y se utiliza para establecer la situación actual del recurso y estimar cuotas de captura biológicamente aceptables (CBA).

Se consideró incertidumbre estadística asociada a los parámetros desconocidos del MO y se simuló índices de abundancia (biomasa acústica y cpue), composición por tallas de las capturas y del crucero acústico con y sin error de observación, así como errores estructurales asociados al reclutamiento y la tasa de mortalidad natural.

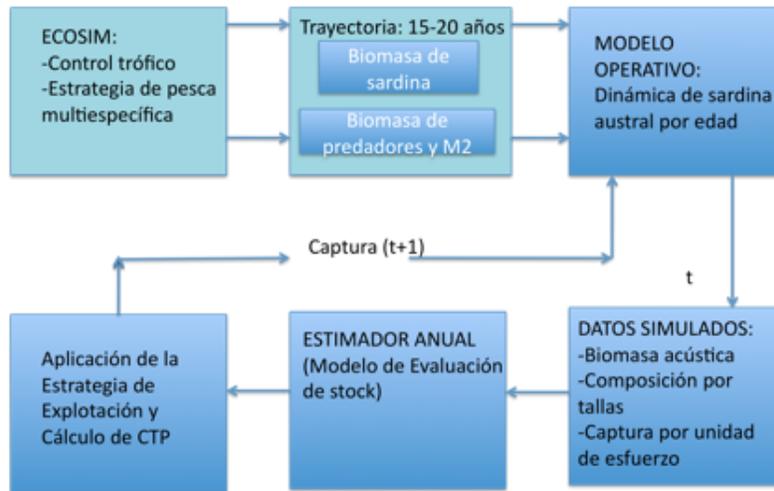


Figura 4.5. Diagrama de los pasos a utilizar en la evaluación de estrategias de explotación sustentables de sardina austral. ECOSIM genera trayectorias de biomasa de sardina austral en función de su rol trófico, de los depredadores y su tasa de depredación, lo que permite implementar un modelo de dinámica que permitirá evaluar el sistema de soporte actual para el manejo.

Simulaciones con Ecosim

El programa Ecosim(ver numeral 3.4.1.1) se utilizó para simular trayectorias a 10 años de

la biomasa total de sardina austral en función de los principales predadores (e.g., merluza del sur, merluza de cola, otros) sobre la base de escenarios de control trófico (Cury et al., 2000; Cury, et al., 2003) a través de parámetros de vulnerabilidad ajustados automáticamente por Ecosim.

Análisis de estrategias de explotación sustentable: El Modelo Operativo

Dinámica de la abundancia

La dinámica de la abundancia del stock queda definida por:

$$N_{i,j} = \begin{cases} R_i = f(S_i), & i = 1, \dots, n, j = 1 \\ N_{i-1,j-1} \exp(-Z_{i-1,j-1}), & i = 2, \dots, n, j = 2, \dots, A \end{cases}$$

donde $N_{i,j}$ es la abundancia poblacional (número) en el año i para la edad j , $R = f(S_i)$ es la función de reclutamiento, y Z es la tasa instantánea de mortalidad total, i.e.,

$$Z_{i,j} = M_j + F_{i,j}$$

donde $F_{i,j}$ es la tasa instantánea de mortalidad por pesca en el año i y edad j , M_j es la tasa instantánea de mortalidad natural en función de la edad. La mortalidad por pesca se modeló separable, i.e.,

$$F_{i,j} = F_i s_j$$

donde F_i es la tasa de mortalidad por pesca anual en las edades completamente vulneradas por la pesquería, y s_j es el patrón de explotación o selectividad de la pesquería en función de la edad j . La tasa de mortalidad por pesca anual fue modelada como:

$$F_i = \exp(\log_e(\bar{F}) + h_i)$$

donde $\log_e(\bar{F})$ representa la tasa de mortalidad por pesca promedio en el periodo, en escala logarítmica; y η_i son las desviaciones anuales. La selectividad es función de la edad y los coeficientes se asumen conocidos (ver condicionamiento del modelo más adelante).

La relación stock-recluta se modeló ya sea con el modelo de Beverton y Holt (S-R tipo 1) ó de Ricker (S-R tipo 2), reformulado según las siguientes expresiones:

$$R_y = \begin{cases} \hat{1} S_{y-r} / (a + bS_{y-r}), & \text{Beverton - Holt} \\ \hat{1} a S_{y-r} \exp(-bS_{y-r}) & \text{Ricker} \end{cases}$$

donde α y β son parámetros, y r indica la edad de reclutamiento. Los parámetros para el modelo de Beverton y Holt son:

$$\begin{aligned} a &= (1 - h)S_0 / (4hR_0) \\ b &= (5h - 1) / (4hR_0) \end{aligned}$$

Para el modelo de Ricker los parámetros son expresados por:

$$\begin{aligned} a &= (R_0 / S_0) \exp(\log_e(5h) / 0.8) \\ b &= \log_e(5h) / (0.8S_0) \end{aligned}$$

donde h representa el escarpamiento (steepness), definido como la fracción del reclutamiento no explotado que genera un nivel de biomasa desovante equivalente a una fracción de 1/5 de la condición no explotada S_0 , el que constituye un parámetro desconocido a ser estimado. La estimación de R_0 consideró las siguientes expresiones:

$$npr_{0,j} = \begin{cases} \hat{1} & j = 1 \\ \hat{1} npr_{0,j-1} \exp(-M_{j,1}), & j = 2, \dots, A \end{cases}$$

donde npr es el número de ejemplares por recluta y M es la tasa de mortalidad natural. Luego se calcula la biomasa desovante por recluta, i.e.,

$$SPR_0 = \hat{a} \sum_{j=1}^A m_j W_j npr_{0,j} \exp(-M_j t)$$

donde m_j es la fracción de individuos maduros a la edad j , W_j es el peso promedio a la edad j , $npr_{0,j}$ es la abundancia no explotada a la edad j , M_j es la tasa instantánea de mortalidad natural a la edad j , τ es el mes del pico de desove como una fracción del año (Septiembre, $\tau=0.667$). La estimación de R_0 es función de SPR_0 , i.e., $R_0 = S_0 / SPR_0$.

La biomasa anual total se estima por la siguiente expresión:

$$B_t = \sum_{j=1}^A W_j N_{i,j}$$

donde W_j es el peso promedio a la edad j . La biomasa del stock desovante es modelada por:

$$S_t = \sum_{j=1}^A m_j W_j N_{i,j} \exp(-Z_{i,j} t)$$

donde m_j es la proporción de individuos maduros a la edad j , W_j es el peso promedio a la edad j , τ es el mes del pico de desove como una fracción del año (Septiembre, $\tau=0.667$). La ojiva de maduración a la edad fue estimada por

$$m_j = \frac{1}{1 + \exp\left(-\left(a_m - b_m \bar{L}_j\right)\right)}$$

donde a_m y b_m son parámetros conocidos de la ojiva de madurez, L_j es la longitud media a la edad j estimada mediante la función de crecimiento de von Bertalanffy. La probabilidad de observar una clase de longitud l dada la edad j es modelada según una distribución normal, i.e.

$$T_{l,j} = \Pr(x_l | j) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma_j} \exp\left[-\frac{(x_l - \bar{L}_j)^2}{2\sigma_j^2}\right]$$

donde σ_j la desviación estándar de la longitud a la edad j , L_j la longitud promedio a la edad j . La longitud promedio se estimó con la función de crecimiento de von Bertalanffy, asumiendo una edad cada 0.5 años para representar la edad promedio de los ejemplares de cada grupo de edad, i.e.

$$\bar{L}_j = L_\infty \left(1 - \exp(-K(j + 0.5 - t_0))\right)$$

La desviación estándar de la longitud a la edad (σ_j) es ingresada desde fuera del modelo considerando las estimaciones que se realizaron a partir de las claves talla-edad disponibles para sardina austral (Cerna et al., 2007).

El peso promedio a la edad W_j fue modelado según la relación longitud-peso, i.e.

$$W_j = a(\bar{L}_j)^b$$

donde los coeficientes a y b fueron obtenidas de Cerna et al. (2007).

Modelos de las observaciones

El número esperado de captura a la edad ($C_{i,j}$) sigue la ecuación de captura de Baranov (Quinn yDeriso, 1999), i.e.,

$$C_{i,j} = F_{i,j} N_{i,j} (1 - \exp(-Z_{i,j})) / Z_{i,j}$$

La composición por edad de la pesquería fue calculada por:

$$p_{i,j} = C_{i,j} / \mathring{a}_{j=1}^A C_{i,j}$$

La captura anual en peso (Y_i) fue calculada por:

$$Y_i = \mathring{a}_{j=1}^A W_j C_{i,j}$$

La captura por unidad de esfuerzo (U_i) fue estimada por

$$U_i = q \mathring{a}_{j=1}^A s_j W_j N_{i,j} \exp(-Z_{i,j} / 2)$$

donde q es el coeficiente de capturabilidad.

La biomasa del crucero acústico (B_i^A) fue modelado por:

$$B_i^A = Y_i \mathring{a}_{j=1}^A v_j W_j N_{i,j}$$

donde ψ es el coeficiente de detección acústica y v_j es la selectividad a la edad que da cuenta de la composición por edad observada por el crucero. Esta última fue calculada mediante la siguiente ecuación:

$$p_{i,j}^A = v_j N_{i,j} / \dot{a}_{j=1}^A v_j N_{i,j}$$

La composición por longitudes en las capturas y en el crucero fue calculada por:

$$p_{i,l} = \dot{a}_{j=1}^A p_{i,j} T_{j,l}$$

$$p_{i,l}^A = \dot{a}_{j=1}^A p_{i,j}^A T_{j,l}$$

donde el subíndice l representa clases de longitud, $T_{j,l}$ es la matriz transpuesta de la matriz $T_{l,j}$, Ecuación (2.11) , y que contiene la probabilidad de observar un ejemplar de longitud l dada la edad j .

Condiciones del modelo

Algunos parámetros son asumidos conocidos, mientras que otros son estimados mediante métodos de máxima verosimilitud y, por lo tanto, condicionados a los datos y parámetros conocidos. Los parámetros que son ingresados desde fuera del modelo de estimación corresponden básicamente a los parámetros de historia de vida (crecimiento, mortalidad natural, madurez), selectividad de la pesquería y del crucero, y tipo de modelo stock-recluta, sea Beverton y Holt (S-R Tipo=1) ó Ricker (S-R Tipo=2), cuyos parámetros son función de S_0 y del escarpamiento ("steepness") y que se fijó en $h=0.8$ para sardina austral.

El número de edades y los parámetros del modelo de crecimiento de von Bertalanffy y de la relación longitud-peso se asumen conocidos (Cerna et al., 2007), así como la madurez a la talla (Leal et al., 2011) (Tabla 4.3). La fracción de ejemplares maduros en función de la edad fue estimada a partir de la longitud promedio estimada por edad con el modelo de von Bertalanffy (Tabla 4.4).

Tabla 4.3. Parámetros de historia de vida de sardina austral (Cerna et al., 2007; Leal et al., 2013).

Párametro/variable	unidad	notación	Sardina austral
Modelo de crecimiento de Von Bertalanfy		MCVB	
Longitud asintótica en MCVB	cm	L_{∞}	17,7
Tasa de crecimiento individual en MCVB	año ⁻¹	K	0,78
Edad con longitud cero en MCVB	año	t0	-0,46
Relación longitud-peso		RLP	
Intercepto de la RLP		a	0,007
Pendiente de la RLP		b	3,038
Ojiva de madurez a la talla			
Intercepto de la <i>Omat</i>		am	-30,850
Pendiente de la <i>Omat</i>		bm	2,38
Ojiva de selectividad a la talla			
Longitud de selección al 50% en <i>Osel</i>	cm	L50%	10,5
Longitud de selección al 95% en <i>Osel</i>	cm	L95%	13,5
Tasa de mortalidad natural	año ⁻¹	M	1

Tabla 4.4. Longitud media (L_j , cm), peso promedio (W_j , gr), patrón de explotación (s_j) y proporción de peces maduros (m_j) y mortalidad natural (M_j) por edad de sardina austral.

Edad (años)	Sardina austral				
	L_j	W_j	s_j	m_j	M_j
0+	9,4	6,5	0,264	0,000	1,75
1+	13,9	20,9	0,966	0,908	1,25
2+	15,9	31,7	1,0	1,000	1,1
3+	16,9	37,7	1,0	1,000	1,1
4+	17,3	40,6	1,0	1,000	1,0
5+	17,5	42,1	1,0	1,000	1,0

El modelo base consideró que la tasa de mortalidad natural (M) es constante entre edades y años, utilizando $M=1$. Un modelo alternativo consideró valores de M dependientes de la edad (Tabla 4.4). En este último caso se utilizó la ecuación empírica de Lorenzen (1996) para estimar M en función del peso promedio a la edad, i.e.,

$$M_j = 3W_j^{0.288}$$

donde M_j es la tasa de mortalidad natural a la edad j , W_j es el peso promedio a la edad j (Tabla 4.4). Las condiciones que imponen los parámetros previamente descritos permiten estimar los siguientes parámetros:

- abundancia inicial de todas las clases anuales del primer año ($N_{1,j}$, $j=2,\dots,A$) y de la primera edad en todos los años ($N_{i,1}$, $i=1,\dots,n$);
- biomasa desovante no explotada (S_0);

- mortalidad por pesca promedio (F) y sus desviaciones anuales (η_i),
- coeficiente de capturabilidad (q) y coeficiente de detección acústica (ψ).

La abundancia inicial de las clases anuales en el primer año se estimó según la siguiente expresión:

$$N_{1,j} = \begin{cases} R_0 \exp(e_j), & j = 1 \\ R_0 \exp(-M_{j-1}e_j), & j = 2, \dots, A \end{cases}$$

Para la abundancia de reclutas se utilizó el siguiente modelo:

$$N_{i,1} = f(S) \exp(e_i), \quad i = 2, \dots, n$$

donde e_i representa desviaciones que se distribuyen log-normal alrededor de la función stock-recluta. La función de log-verosimilitud para las desviaciones fue:

$$\ell_R = \lambda_R \exp\left(-\frac{1}{2} \sum_{i=1}^n e_i^2\right)$$

donde λ_R es un factor de influencia relacionado inversamente con la desviación estándar del reclutamiento, i.e., $\lambda_R = 1/(2\pi\sigma_R)$ Las tasas de mortalidad por pesca (F_i) fueron estimadas con la siguiente penalizaciones:

$$\ell_F = \lambda_F \exp\left(-\frac{1}{2} \sum_{i=1}^n (\log_e(\bar{F}) + h_i - 0.2)^2\right)$$

y

$$\ell_F = \exp\left(-\frac{1}{2} \sum_{i=1}^n h_i^2\right)$$

donde λF es un factor de influencia, que inicialmente se fijará alto ($\lambda F=10$) y después se relajó a un valor pequeño en las fases de estimación finales, i.e., ($\lambda F=0,1$). En la Ecuación (2.24) se asume una distribución log-normal con media cero y varianza constante para η .

Los parámetros poblacionales fueron condicionados solamente a los siguientes datos: i) capturas anuales en peso (Y_i), ii) composición por tallas de las capturas, iii) captura por unidad de esfuerzo (U_i), y iv) datos de biomasa acústica (BiA), y v) los procesos conocidos de crecimiento, mortalidad natural, madurez y la relación S-R.

La función de log-verosimilitud para las capturas anuales, los cruceros de evaluación acústica y de stock desovante se asume siguen una distribución log-normal; i.e.,

$$\ell_k = n_k \log_e(S_k) + \frac{1}{2S_{i,k}^2} \sum_{i=1}^n (\log_e(I_{i,k}/\hat{I}_{i,k}))^2$$

donde l_k representa la función de log-verosimilitud para el k-ésimo dato, n_k es el número de datos del k-ésimo índice; i.e., $k=1$ para las capturas anuales ($I_{i,1}=Y_i$), $k=2$ para la captura por unidad de esfuerzo ($I_{i,2}=U_i$), y $k=3$ para la biomasa acústica ($I_{i,3}=BiA$). Los valores de los coeficientes de variación fueron $\sigma_1=CVY=0.1$, $\sigma_2=CVU=0.3$, $\sigma_3=CVA=0.2$ para las funciones de log-verosimilitud de las capturas, captura por unidad de esfuerzo, y biomasa acústica, respectivamente.

La función de log-verosimilitud para la composición por talla de las capturas siguió el siguiente modelo según Ianelli and Zimmerman (1998), i.e.,

$$\ell_k = -n_f \sum_{i,l} p_{i,l} \log_e(\hat{p}_{i,l}) - p_{i,l} \log_e(p_{i,l})$$

donde n_f es el tamaño de muestra efectivo para los datos de composición por talla ($n_f=300$), y $p_{i,l}$ es la proporción de la clase de talla l en el año i .

Escenarios

Se implementó 4 escenarios básicos que se deben a la combinación entre la tasa de mortalidad natural (constante vs. edad-dependiente) y la relación stock-recluta (Beverton-Holt vs. Ricker) (Tabla 4.5).

Tabla 4.5. Escenarios de configuración de los procesos de mortalidad natural y reclutamiento utilizados para la sardina austral. Un signo + indica la configuración del modelo.

Escenario	Con/SinError de Observación	M	M_j	Beverton-Holt	Ricker
A	A1=No, A2=Sí	+	-	+	-
B	B1=No, B2=Sí	+	-	-	+
C	C1=No, C2=Sí	-	+	+	-
D	D1=No, D2=Sí	-	+	-	+

El estimador

El estimador corresponde al modelo de evaluación de stock utilizado por Leal et al. (2013) para determinar la situación y la captura biológicamente aceptable de sardina austral.

Modelo de los procesos

El crecimiento promedio se describe por el modelo de von Bertalanffy, según:

$$\Delta_l = (L_\infty - l^*)(1 - \exp(-K))$$

donde Δ_l corresponde a un incremento en logitud desde la marca de clase l^* , y L_∞ y K son parámetros del modelo de von Bertalanffy, la longitud asintótica y el coeficiente de

crecimiento, respectivamente. Se asume que el incremento en longitud puede ser modelado mediante una función gamma, ya que permite describir los incrementos pequeños a tallas grandes y los incrementos grandes a tallas pequeñas. Los parámetros que describen la distribución gamma están representados por:

$$\alpha_l = \frac{\Delta_l}{\beta_p}$$

donde α_l corresponde a la varianza y es función de L_∞ y K , en tanto β_p corresponde al coeficiente de variación y permite incluir la variabilidad individual. De esta manera, la probabilidad que los individuos crezcan o se muevan de un intervalo de tallas a otro queda descrita por:

$$T_{l,l'} = \int_l^{l'} \frac{(l' - l)^{\alpha_l} \exp(-(l' - l) / \beta_p)}{\beta_p} dl$$

donde $T_{l,l'}$ es la matriz de transición del crecimiento de Sullivan et al. (1990).

El reclutamiento se modela en un componente anual y otro dependiente de la talla, según:

$$P_l = \int_l^{l+1} \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma^2}} \exp\left[-\frac{(l - m)^2}{2\sigma^2}\right] dl$$

donde μ y σ corresponden a la longitud media de reclutamiento y su varianza, respectivamente.

La abundancia a la talla en el año i ($N_{i,l}$) se representa por:

$$N_{i,l} = T_{l,l'} N_{i-1,l'} \exp(-Z_{i-1,l'}) + R_i P_l$$

donde N es la abundancia en el año i a la talla l , Z es la tasa de mortalidad total, P_l es la probabilidad del reclutamiento a la talla l , R_i es el reclutamiento anual.

La tasa de mortalidad total corresponde a la suma de la tasa de mortalidad por pesca (F) y la tasa de mortalidad natural (M). Esta última se asume constante entre tallas y años. La tasa de mortalidad por pesca por año y talla se modeló según:

$$F_{i,l} = F_i s_l$$

donde $F_{i,l}$ es la tasa de mortalidad por pesca a la talla l y año i , s_l es el patrón de explotación a la talla l , y F_i es la mortalidad por pesca anual. Para la sardina austral se asume un patrón de explotación logístico, dado por:

$$s_l = 1 / (1 + \exp(-\log(19)(l - L_{50}) / (L_{95} - L_{50})))$$

donde L_{50} y L_{95} corresponden a las tallas en que ocurre el 50 y 95% de selección.

Modelo de las observaciones

El modelo de las observaciones corresponde a las capturas totales anuales en peso, captura por unidad de esfuerzo, composición por tallas de las capturas, biomasa acústica y su correspondiente composición por tallas. Las capturas anuales en peso (Y_i) se estiman según la ecuación de captura de Baranov, i.e.,

$$Y_i = \sum_{l_{\min}}^{l_{\max}} F_{i,l} W_l N_{i,l} (1 - \exp(-Z_{i,l})) / Z_{i,l}$$

La captura por unidad de esfuerzo se calcula según la siguiente expresión:

$$U_i = q \sum_{l_{\min}}^{l_{\max}} s_l W_l N_{i,l} (1 - \exp(-Z_{i,l})) / Z_{i,l}$$

Las capturas en número a la talla l en el año i según la siguiente expresión:

$$C_{i,l} = F_{i,l} N_{i,l} (1 - \exp(-Z_{i,l})) / Z_{i,l}$$

y la biomasa acústica según la siguiente expresión:

$$B_i^A = y \sum_{l_{\min}}^{l_{\max}} v_l W_l N_{i,l} \exp(-tZ_{i,l})$$

Penalizaciones y funciones de log-verosimilitud

Se penaliza las siguientes funciones: las desviaciones anuales del reclutamiento con ($\sigma\varepsilon=0.6$), i.e.,

$$r_1 = \frac{1}{2S_\varepsilon} \mathring{a} e_i^2$$

El coeficiente de crecimiento K ($\sigma K=0.01$), i.e.,

$$r_2 = \frac{1}{2S_K} \mathring{a} (\log_e \hat{K} - \log_e K)^2$$

El coeficiente de detección acústica del crucero ($\sigma \psi=0.1$), i.e.,

$$r_3 = \frac{1}{2S_\psi} \mathring{a} (\log_e \hat{\psi} - \log_e \psi)^2$$

Las desviaciones anuales de los parámetros de selectividad de la flota ($\sigma S=0.15$), i.e.,

$$\rho_4 = \frac{1}{2\sigma_s} \sum_i s_i^2$$

donde s_i son las desviaciones de la talla al 50%.

La mortalidad natural ($\sigma M=0.1$), i.e.,

$$r_5 = \frac{1}{2S_M} \mathring{a} (\log_e \hat{M} - \log_e M)^2$$

Se utiliza los siguientes datos: i) capturas anuales en peso y composición por tallas; ii) datos de biomasa acústica, y sus respectivas estructuras de tallas; y iii) captura por unidad de esfuerzo. La función de log-verosimilitud para las capturas anuales, el crucero de evaluación acústica y de la CPUE se asume siguen una distribución log-normal; i.e.,

$$l_k = n_k \log_e(S_k) + \frac{1}{2S_{i,k}^2} \mathring{a}_{i=1}^n (\log_e(I_{i,k}/\hat{I}_{i,k}))^2$$

donde l_k representa la función de log-verosimilitud para el k-ésimo dato, n_k es el número de datos del k-ésimo índice; i.e., $k=1$ para las capturas anuales ($I_{i,1}=Y_i$), $k=2$ para la captura por unidad de esfuerzo ($I_{i,2}=U_i$), y $k=3$ para la biomasa acústica ($I_{i,3}=B_iA$). Los valores de los coeficientes de variación fueron $\sigma_1=CVY=0.1$, $\sigma_2=CVU=0.3$, $\sigma_3=CVA=0.2$ para las funciones de log-verosimilitud de las capturas, captura por unidad de esfuerzo, y biomasa acústica, respectivamente.

Para el caso de la composición por tallas, tanto de la pesquería como de los cruceros, se utilizó una función de log-verosimilitud multinomial, i.e.,

$$\ell_p = W^I \prod_{i=1}^n \prod_{l=1}^{l_{\max}} p_{i,l}^{j_{i,l}} \log_e(\hat{p}_{i,l})$$

donde ωI es el tamaño de muestra, donde el superíndice I denota si se trata de las capturas o de los datos de composición por tallas del crucero acústico.

Importancia de los datos

En el contexto de la evaluación de stock, el análisis de la importancia de las distintos datos (i.e., capturas, estructura de tallas, cruceros, otros) es un paso fundamental para lograr el mejor compromiso respecto del peso estadístico que se le da a los datos. En otras palabras, el grado de ajuste es dependiente del nivel de desviación que se acepta para determinada información respecto del valor central, asumiendo error de observación. Aunque no se cuenta con reglas claras para determinar la importancia relativa de cada pieza de información (Francis, 2010), existen criterios que muchas veces son consensuados entre especialistas. Estos aspectos serán difícil de modelar, ya que suele ocurrir que cambien año a año, con cada evaluación realizada por los expertos. Por lo tanto, con el objeto de que los valores elegidos fueran insensibles a cambios importantes que puedan ocurrir en los datos simulados que genere el modelo operativo, se realizó un análisis de sensibilidad tal que permitiese encontrar valores que no asignen demasiada importancia a una u otra de las

piezas de información, sino más bien valores menos precisos que los que usualmente se utilizan en una evaluación de stock anual. Con estos propósitos, la configuración básica de los modelos se resume en la Tabla 4.6.

Tabla 4.6. Configuración del modelo de evaluación anual de sardina austral en términos de la importancia de los datos que participan en las funciones de log-verosimilitud.

Datos	Coefficientes	sardina
Capturas	CVY	0.1
Indice Acústica	CVA	0.2
Indice CPUE	CVU	0.3
Tallas Pesq.	w_y	200
Tallas Crucero	w_A	70

El modelo fue equivalente al utilizado por Leal et al. (2013), a saber:

- Capturabilidad: Para el caso del crucero acústico, la capturabilidad o coeficiente de detección acústica se estimó, penalizando con para que sea aproximadamente igual a la unidad en sardina austral.
- Selectividad: La selectividad de la flota fue con cambios interanuales, con $CV=0.1$ para los cambios en L_{50} del modelo logístico.
- Mortalidad natural (M): Se asume conocida y constante, adoptándose $M=0.83$ para la sardina austral (Leal et al., 2013).
- Longitud media del primer grupo de edad (L_0): fue estimado.
- Coeficiente de crecimiento (K): fue estimado.

Resultados

Trayectorias de biomasa total con ECOSIM

Los cambios de biomasa total de sardina austral en el periodo 2006-2013 y las proyecciones a 10 años con ECOSIM, en función de 4 valores de mortalidad por pesca ($F=0$, $F_{60\%}=0.326$, $F_{55\%}=0.4$ y $F=1$), son mostrados en la Fig. 4.6, manifestándose la tendencia decreciente observada desde 2006 al 2013, y luego una recuperación hasta el final del periodo de proyección al aplicar ya sea una mortalidad por pesca $F=0$, $F_{60\%}$ o una $F_{55\%}$. En cambio, con $F=1$ se observa que la biomasa de sardina austral disminuye continuamente durante el periodo de proyección (10 años). La magnitud de la biomasa es relativa al área de estudio, dado que ECOSIM describe cambios en biomasa por unidad de área. Sin embargo, dichas tendencias están en función de cambios en la vulnerabilidad de sus presas y en presencia de otros predadores. Por lo tanto, estos cambios de densidad están describiendo una trayectoria plausible de biomasa del stock.

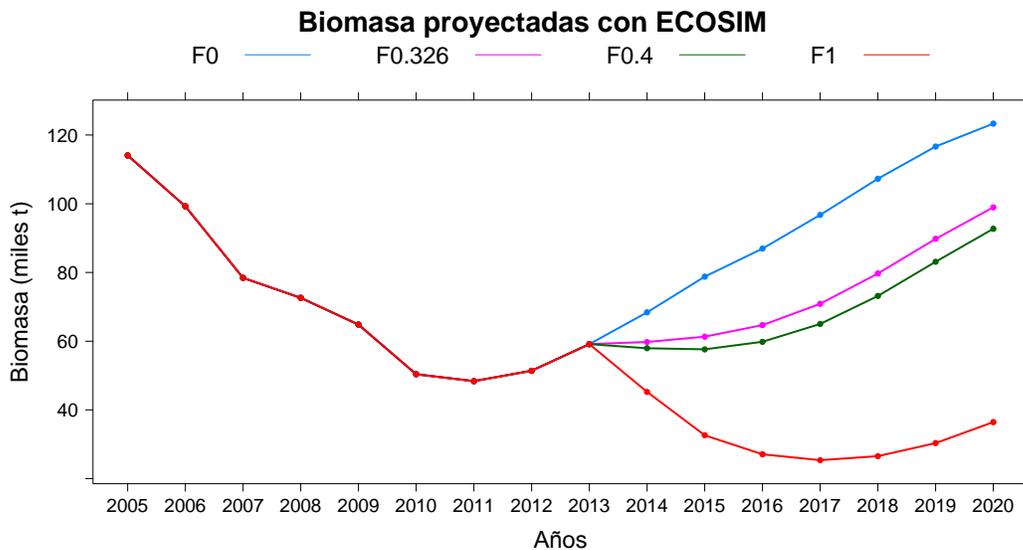


Figura 4.6. Cambios en la biomasa total (relativa) del stock de sardina austral en el periodo 2005-2013 y proyecciones a 10 años en función de 4 escenarios de mortalidad por pesca ($F=0$, $F_{60\%}=0.326$, $F_{55\%}=0.4$ y $F=1$) con ECOSIM.

Escenarios estructurales del modelo operativo

El modelo operativo se ajustó a la información disponible según los siguientes escenarios:

- Caso A: relación S-R de Beverton-Holt y $M=1$;
- Caso B: relación S-R de Ricker y $M=1$);
- Caso C: relación S-R de Beverton y Holt y M edad-dependiente;
- Caso D: relación S-R con tasa de mortalidad natural constante ($M=1$);
- Caso E: relación S-R Beverton-Holt con $M=0.83$; y,
- Caso F: relación S-R Ricker con $M=0.83$ (debido a que el estimador de IFOP utiliza este valor para M).

Según las configuraciones del modelo operativo (MO), se observa que los cambios de biomasa de sardina austral en los escenarios A y B fueron similares entre sí, mientras que la biomasa total fue mayor en los escenarios C y D ya que la tasa de mortalidad edad-dependiente es más alta en los grupos de edad 0 y 1 (Tabla 4.7). Por otra parte, la magnitud de la biomasa de los escenarios E y F son parecidas entre sí, pero determinan niveles bajos de biomasa ya que representan a un stock con mortalidad natural menor (Fig. 4.7). Cualquiera sea el escenario, en la biomasa total se observa una tendencia a disminuir durante el periodo 2006-2013, con un aumento puntual en el 2012 que podría deberse al aumento en el reclutamiento en ese mismo año (Fig. 4.8), situación que ocurre en todos los escenarios edad-estructurados.

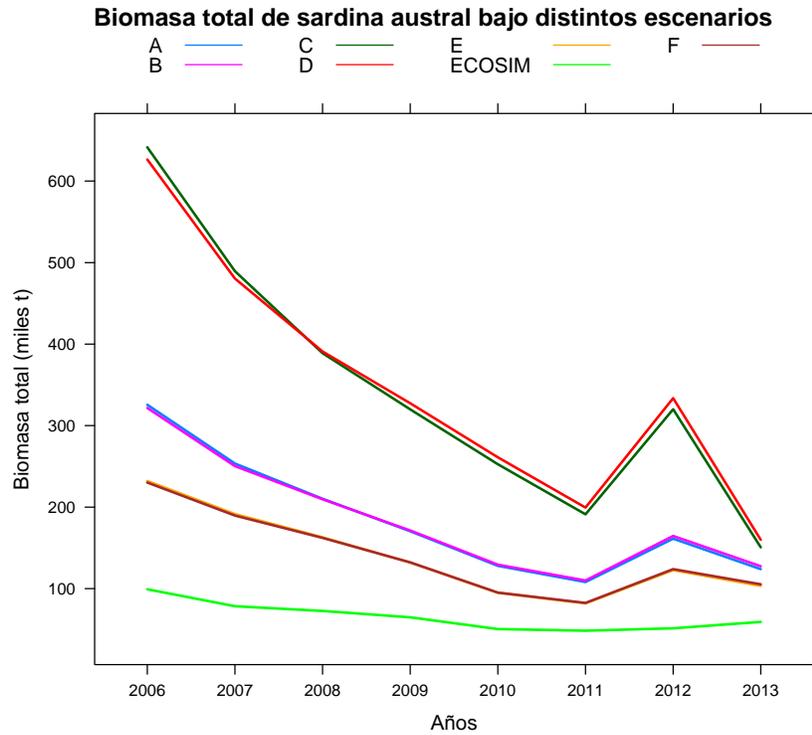


Figura 4.7. Cambios en la biomasa total del stock de sardina austral en el periodo 2005-2013, según diferentes escenarios (ver texto) para la incertidumbre estructural de dinámica poblacional comparados con la biomasa relativa de Ecosim.

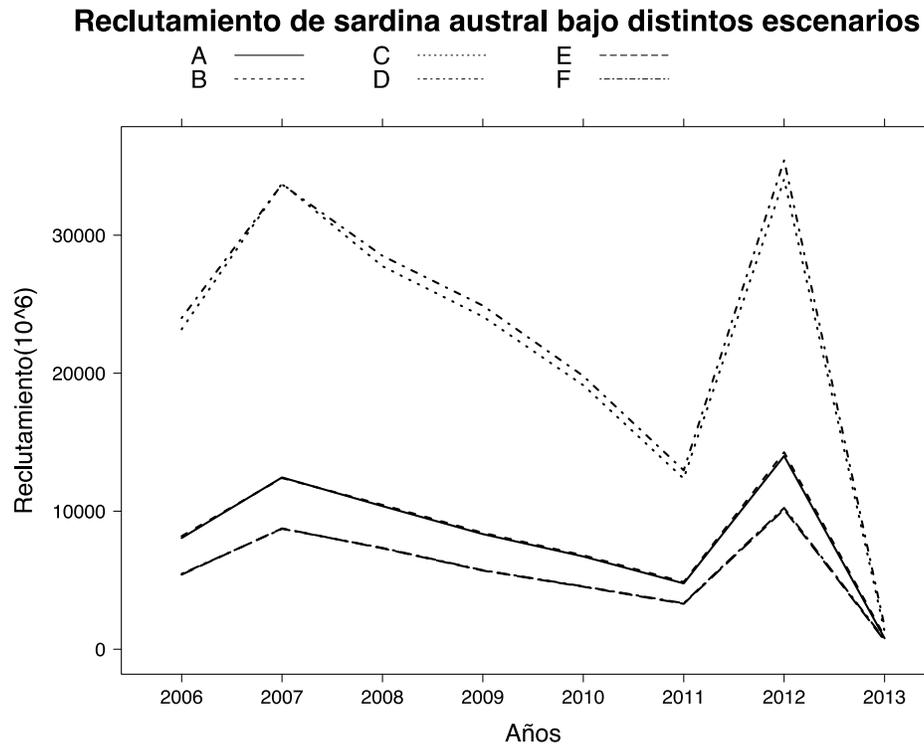


Figura 4.7. Cambios en el reclutamiento (número de edad 0) del stock de sardina austral en el periodo 2005-2013 según diferentes escenarios (ver texto) para la incertidumbre estructural de su dinámica poblacional.

Con estas hipótesis estructurales el Modelo Operativo muestra que, al año 2013, la mortalidad por pesca disminuyó en los escenarios A-B y E-F, aumentando desde el 2011 al 2013 para los casos C y D (Fig. 4.9). A su vez, se observa una recuperación del potencial reproductivo desde el 2010 al 2013 (Fig. 4.10).

Mortalidad por pesca de sardina austral bajo distintos escenarios

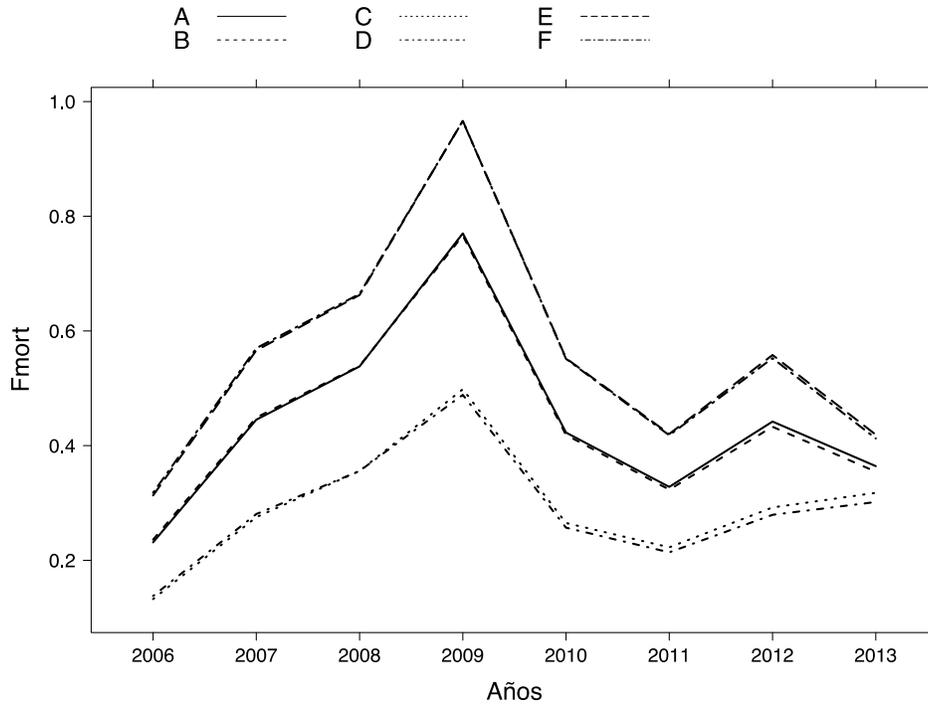


Figura 4.8. Cambios en la tasa de mortalidad por pesca sobre el stock de sardina austral en el periodo 2005-2013 según diferentes escenarios (ver texto) para la incertidumbre estructural de su dinámica poblacional.

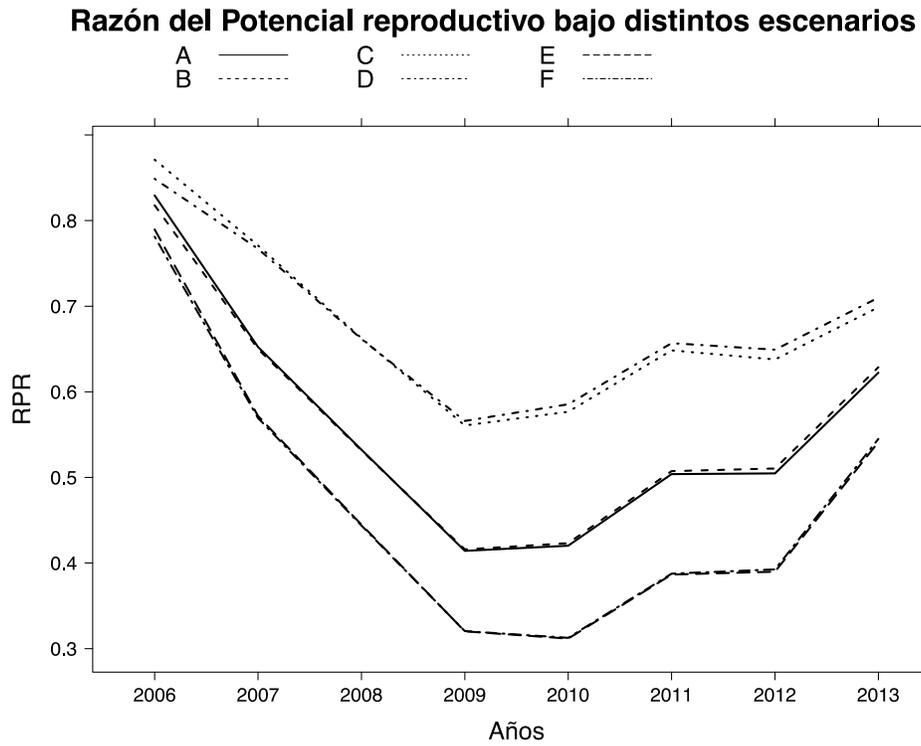


Figura 4.9. Cambios en la razón del potencial reproductivo del stock de sardina austral en el periodo 2005-2013 según diferentes escenarios (ver texto) para la incertidumbre estructural de su dinámica poblacional.

Evaluación de la estrategia de explotación con tasa de mortalidad por pesca constante

La evaluación de la estrategia de explotación actual (F60% y F55%) consideró proyecciones con y sin error de observación. Para los casos A y B, la biomasa desovante de sardina austral mostró una recuperación solamente con F=0, siendo más notorio cuando la dinámica del stock sigue una relación stock-recluta tipo Ricker (Fig. 4.11). De igual forma, el stock se estabiliza en niveles de biomasa desovante más altos para el caso del modelo de Ricker y para la estrategia de pesca objetivo F60%. Esta situación se vislumbra también al comparar la trayectoria de la razón entre la biomasa desovante proyectada de sardina común y su biomasa desovante del 2013 (Fig. 4.12).

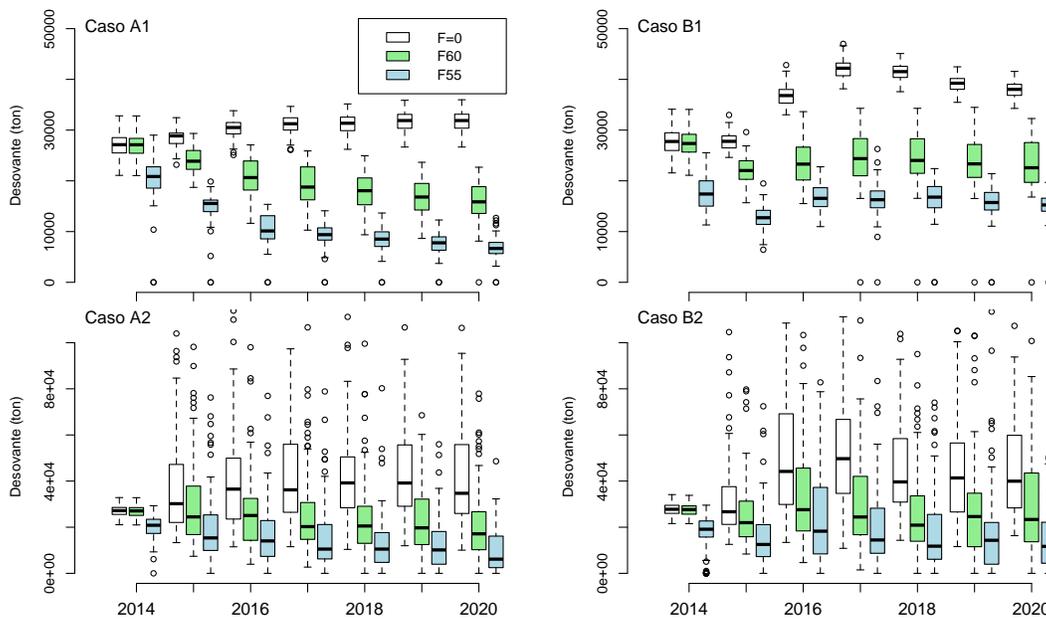


Figura 4.10. Proyecciones de la biomasa desovante del modelo operativo de sardina austral según las estimaciones de capturas biológicamente aceptables calculadas por el estimador de IFOP con F60%=0.326 y F55%=0.4, sin error de observación (A1 y B1) y con error de observación (A2 y B2) en los datos que lo alimentan. El caso A se refiere a la dinámica del stock con relación S-R de Beverton y Holt y el caso B con relación S-R de Ricker.

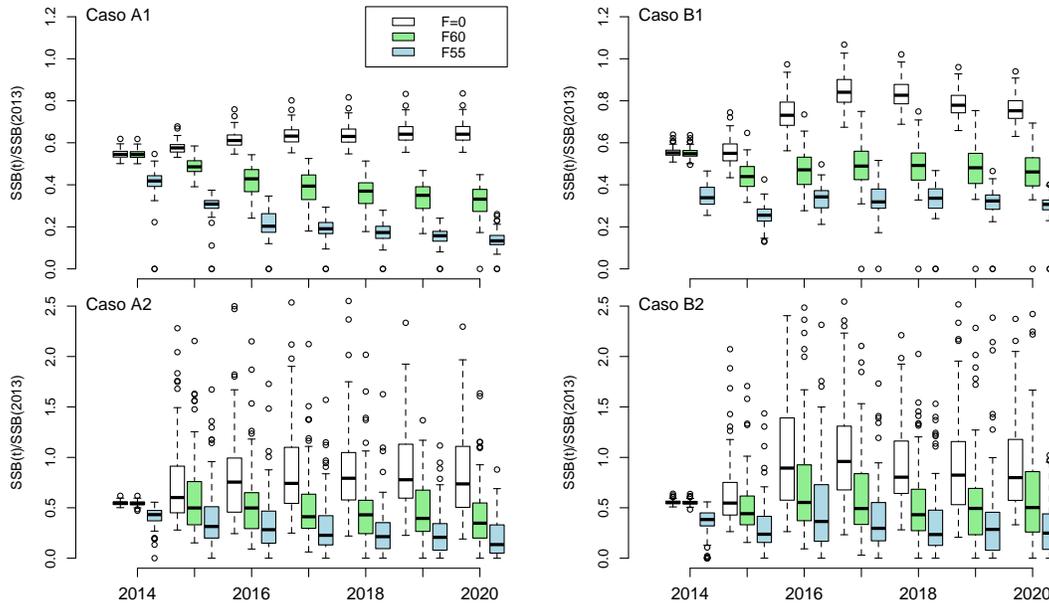


Figura 4.11. Razón entre la biomasa desovante proyectada de sardina austral y su biomasa desovante del 2013 (SSB_t/SSB_{2013}) del modelo operativo de sardina austral según las estimaciones de captura biológicamente aceptables calculadas por el estimador de IFOP con $F_{60\%}=0.326$ y $F_{55\%}=0.4$, sin error de observación (A1 y B1) y con error de observación (A2 y B2) en los datos que lo alimentan. El caso A se refiere a la dinámica con relación S-R de Beverton y Holt y el caso B con relación S-R de Ricker.

El indicador de desempeño que toma en cuenta las proyecciones de biomasa desovante respecto de la biomasa desovante no explotada (SSB_0), i.e., SSB_t/SSB_0 , muestra que cuando $F=0$ ocurre una recuperación efectiva del stock desovante de sardina austral, ya sea que el stock siga la relación S-R de Beverton-Holt o la de Ricker (Fig. 4.13). Sin embargo, la estrategia de pesca $F_{60\%}$ solo cumple su objetivo parcialmente cuando el stock de sardina austral sigue una dinámica con el modelo S-R de Ricker. La razón SSB_t/SSB_0 es

ligeramente menor que 60% hacia el final del periodo con F60%, y menor que 55% con F55%. Al respecto, se observa que las capturas biológicamente aceptables son bajas y fluctúan en alrededor de 10-12 mil toneladas anuales con F60%, y en alrededor de 18-22 mil toneladas anuales con F55% (Fig 4.14).

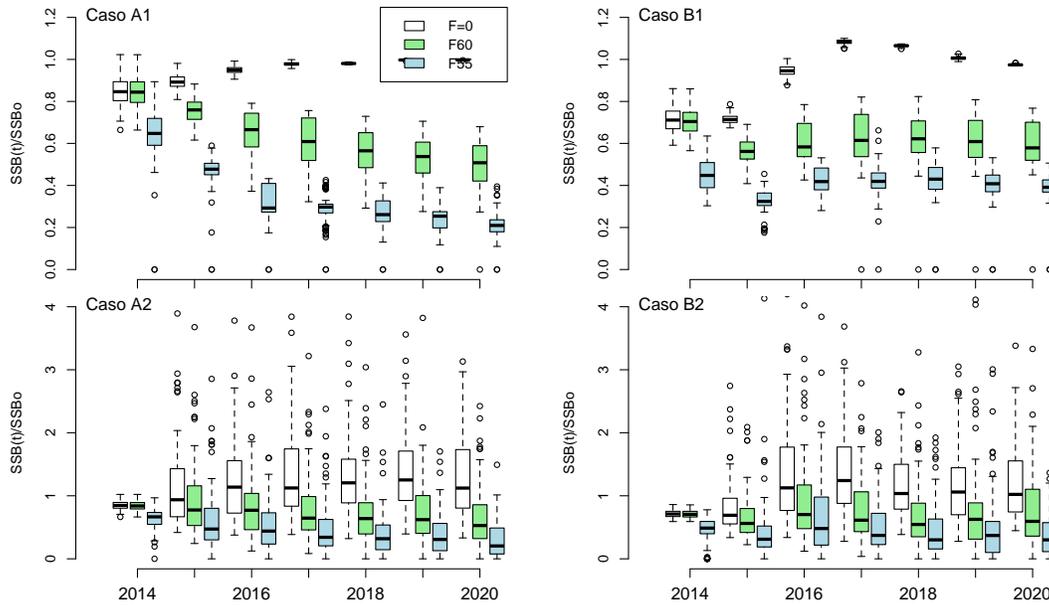


Figura 4.12. Razón entre la biomasa desovante proyectada y la biomasa desovante no explotada (SSB_t/SSB_0) del modelo operativo de sardina austral según las estimaciones de captura biológicamente aceptables calculadas por el estimador de IFOP con F60% y F55%, sin error de observación (A1 y B1) y con error de observación (A2 y B2) en los datos que lo alimentan. El caso A se refiere a la dinámica con relación S-R de Beverton y Holt y el caso B con relación S-R de Ricker.

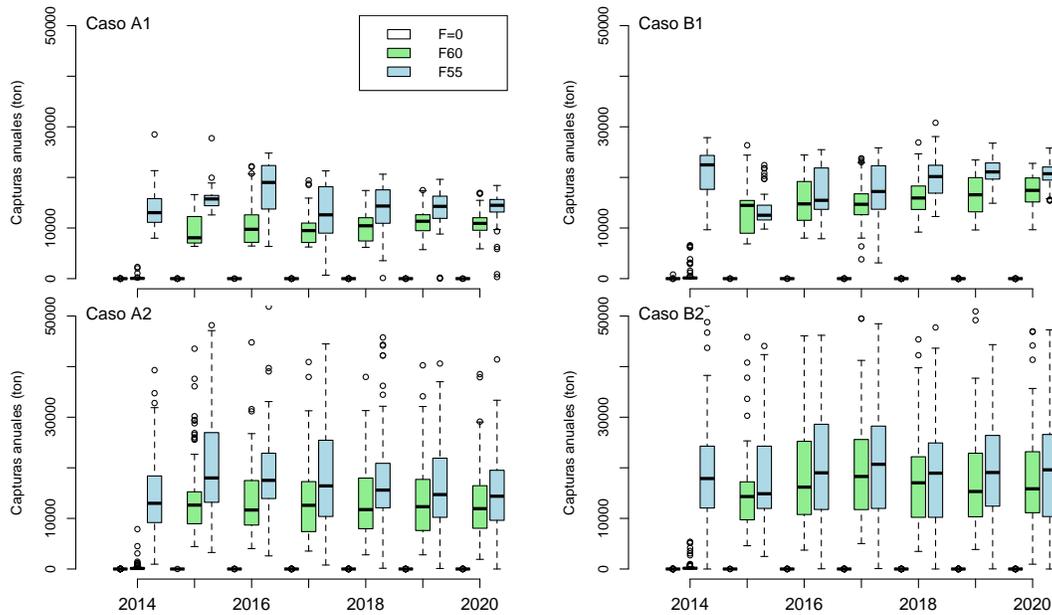


Figura 4.13. Capturas biológicamente aceptables calculadas por el estimador de IFOP según $F_{60\%}=0.326$ y $F_{55\%}=0.4$, sin error de observación (A1 y B1) y con error de observación (A2 y B2) en los datos que lo alimentan. El caso A se refiere a la dinámica con relación S-R de Beverton y Holt y el caso B con relación S-R de Ricker.

Tabla 4.7. Probabilidad del estado de situación de sardina austral durante el período de proyección a 7 años (2014-2020) en función de los escenarios A y B y la estrategias de explotación.

Escenario	Fstr	Colapso	Sobreexplotación	Subexplotación
		Pr(SSB(t)/SSBo<0.2)	Pr(SSB(t)/SSBo<0.55)	Pr(SSB(t)/SSBo>0.6)
A1	F=0	0	0	1
	F60%	0	0.299	0.586
	F55%	0.147	0.869	0.101
	F=1	0.787	0.97	0.017
B1	F=0	0	0	0.997
	F60%	0.006	0.279	0.559
	F55%	0.019	0.976	0.013
	F=1	0.956	1	0
A2	F=0	0	0.045	0.92
	F60%	0.05	0.333	0.617
	F55%	0.251	0.639	0.321
	F=1	0.744	0.907	0.077
B2	F=0	0	0.09	0.864
	F60%	0.047	0.367	0.581
	F55%	0.266	0.679	0.273
	F=1	0.746	0.911	0.083
C1	F=0	0	0.003	0.99
	F60%	0	0.381	0.392
	F55%	0.023	0.975	0.006
	F=1	0.878	0.996	0.003
D1	F=0	0	0.128	0.858
	F60%	0	0.542	0.38
	F55%	0.032	1	0
	F=1	1	1	0
C2	F=0	0	0.062	0.897
	F60%	0.068	0.382	0.562
	F55%	0.28	0.722	0.221
	F=1	0.84	0.962	0.03
D2	F=0	0	0.252	0.7
	F60%	0.061	0.542	0.394
	F55%	0.41	0.798	0.181
	F=1	0.85	0.958	0.032

Para los escenarios C y D, sin y con error de observación, se tiene que la biomasa desovante se recupera solamente cuando la dinámica sigue el modelo S-R de Ricker (Fig. 4.15). A su vez, al igual que en los casos A y B, la estrategia de explotación $F_{60\%}=0.326$ solo cumple parcialmente con su objetivo cuando la dinámica del modelo operativo sigue el modelo S-R de Ricker, mientras que $F_{55\%}=0.4$ no cumple con su objetivo (Fig. 4.16). Las capturas estimadas por el estimador, sin embargo, no son altas (Fig. 4.17).

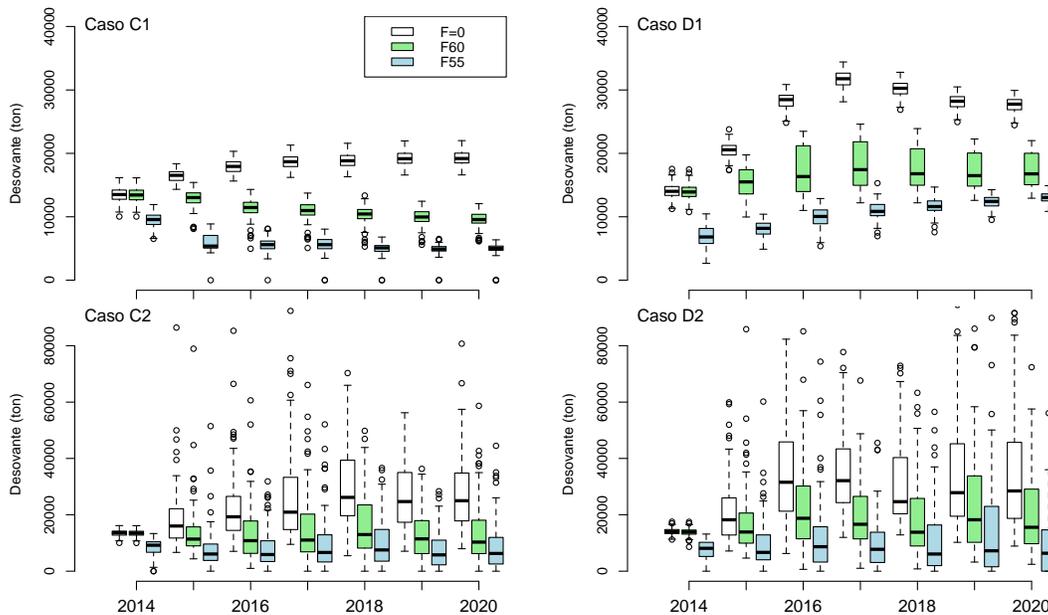


Figura 4.15. Proyecciones de la biomasa desovante del modelo operativo de sardina austral según las estimaciones de captura biológicamente aceptables calculadas por el estimador de IFOP con $F_{60\%}=0.326$ y $F_{55\%}=0.4$, sin error de observación (C1 y D1) y con error de observación (C2 y D2) en los datos que lo alimentan. El caso C se refiere a la dinámica con relación S-R de Beverton y Holt y el caso D con relación S-R de Ricker, ambos con mortalidad natural edad-dependiente.

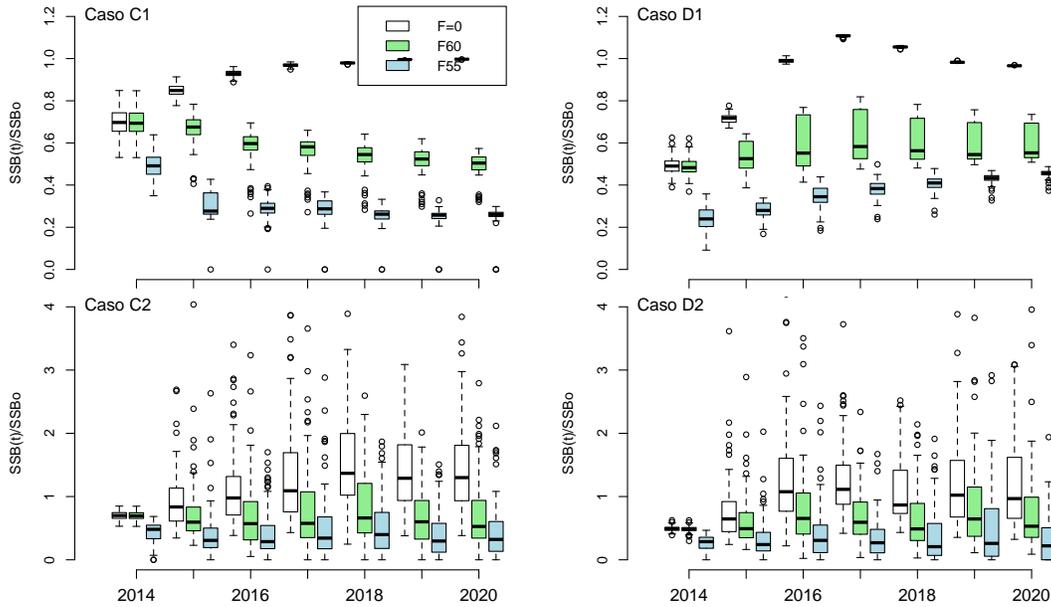


Figura 4.16. Razón entre la biomasa desovante proyectada y la biomasa desovante no explotada (SSB_t/SSB_0) del modelo operativo de sardina austral según las estimaciones de captura biológicamente aceptables calculadas por el estimador de IFOP con F60% y F55%, sin error de observación (C1 y D1) y con error de observación (C2 y D2) en los datos que lo alimentan. El caso C se refiere a la dinámica con relación S-R de Beverton y Holt y el caso D con relación S-R de Ricker, ambos con mortalidad natural edad-dependiente.

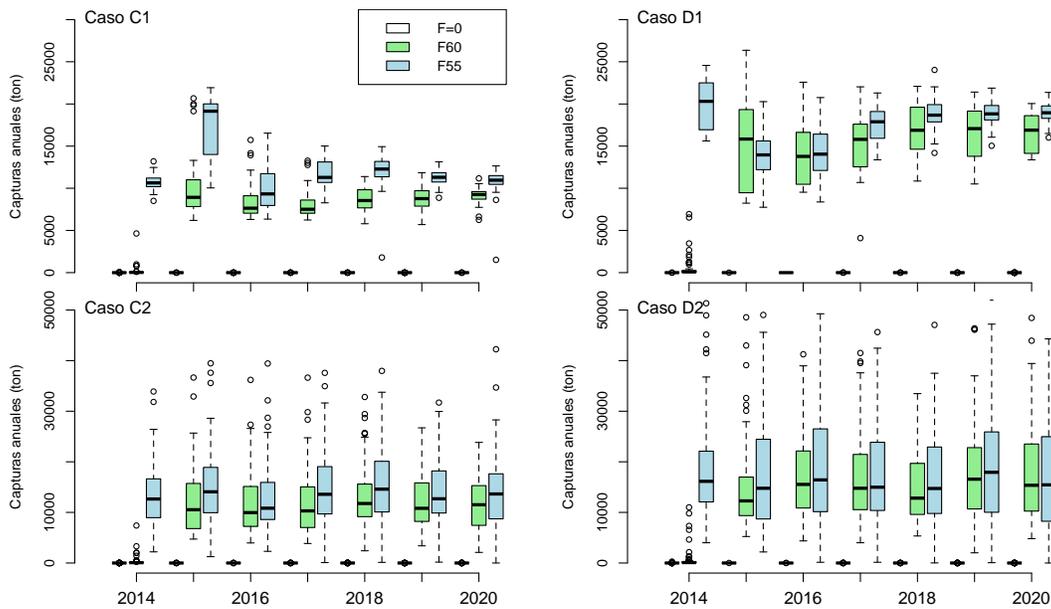


Figura 4.17. Capturas biológicamente aceptables calculadas por el estimador de IFOP con $F60\%=0.326$ y $F55\%=0.4$, sin error de observación (C1 y D1) y con error de observación (C2 y D2) en los datos que lo alimentan. El caso C se refiere a la dinámica con relación S-R de Beverton y Holt y el caso D acon relación S-R de Ricker, ambos con mortalidad natural edad-dependiente.

Análisis y discusión de resultados

Se evalúa la estrategia de explotación actual de sardina austral bajo incertidumbre con un modelo operativo (MO). Los indicadores de desempeño muestran que el error de observación genera una variabilidad interanual importante, la cual determina riesgos de sobreexplotación y de agotamiento para la dinámica del stock de sardina austral descrita por el MO. El F55% tuvo un mal desempeño y, aunque F55% no es una mortalidad por pesca objetivo, se demuestra que un aumento marginal en la mortalidad por pesca objetivo genera consecuencias no deseadas en la dinamica descrita por el MO. Aun más, el valor utilizado para la tasa de mortalidad por pesca objetivo (F60%) para el modelo de

evaluación de stock vigente (Leal et al., 2013) estima capturas biológicamente aceptables que provocan un impacto negativo en la dinámica del MO, particularmente cuando dicha dinámica sigue una relación S-R del tipo Beverton-Holt. El mejor desempeño del F60% se logra cuando el MO considera el modelo S-R de Ricker, en términos de tendencia hacia la recuperación, ya que el modelo de Ricker se caracteriza por tener un efecto compensatorio más alto en el reclutamiento. En estos casos, sin embargo, el objetivo de mantener una reducción de biomasa de 60% para lograr el rendimiento máximo sostenido no se cumple de manera satisfactoria. En efecto, aunque la probabilidad de colapso con F60% es menor a 1%, la probabilidad de sobreexplotación es del orden de 28% durante el periodo de proyección con la dinámica del modelo de Ricker (Tabla 4.7). Estos valores son similares al caso de la dinámica con el modelo de Beverton y Holt, ya que este modelo tiene un mejor desempeño en los tres primeros años del periodo de proyección. Por otra parte, en términos de la probabilidad de mantener el stock por sobre el 60% (subexplotación), el F60% solo cumple su objetivo con una probabilidad de entre 56 y 62% de las veces, y podría generar sobreexplotación entre 27 y 36% de las veces (Tabla 4.7).

El modelo de evaluación de stock actualmente vigente para el recurso sardina austral es un modelo estructurado por tallas, el que, de acuerdo con Xiao (2006), utiliza una tasa instantánea de mortalidad natural constante con unidad temporal (año^{-1}). Sin embargo, en el modelo talla-estructurado, al multiplicar esta constantante por la matriz de transición, se produce una mortalidad natural tamaño-dependiente (cm^{-1}). Esta situación altera la sobrevivencia de las clases anuales, por lo que el modelo de evaluación podría estar indicando que se trata de una población mucho más dinámica que la real, que el tamaño poblacional es más pequeño que el real, y que la fuerza de los reclutamientos es mayor; y que si la población ha sido agotada, entonces su recuperación es más rápida que lo real. Lo que indica Xiao (2006) es que si se utiliza un modelo estructurado por talla, entonces la tasa de mortalidad natural debe ser estructurada por talla. Lamentablemente, determinar la mortalidad natural tamaño-dependiente puede ser muy complejo, y ante la falta de información y datos se asume un valor constante, que es la hipótesis más parsimoniosa.

Asimismo, los modelos estructurados por talla requieren de un análisis cuidadoso de la matriz de transición del crecimiento ya que produce efectos de confusión en la estimación de algunos parámetros (ver Punt et al. 2013). Aunque se entiende que el caso de la pesquería de sardina austral se clasifica como “data-poor”, y que se cuenta con solamente 8 años de historia, con varias limitaciones en la información y datos básicos, se considera que el modelo de evaluación aplicado aquí está justificando cambios en el desembarque más que cambios reales en la abundancia.

Conclusiones Objetivo específico 4

1. La sardina austral constituye un stock de nivel trófico ligeramente mayor que otros clupeiformes, al predar mayormente sobre zooplancton. Sin embargo, la sardina austral es base de la dieta para otros componentes carnívoros del ecosistema como peces y probablemente mamíferos y aves.
2. En el modelo de trama trófica, los cambios en la biomasa de sardina austral generan un efecto negativo directo en depredadores como merluza austral y congrio dorado, y un efecto positivo indirecto en predadores como merluza de cola y competidores como “otros peces pelágicos”.
3. El proxy utilizado para el manejo, esto es, que el rendimiento máximo sostenido podría lograrse con una reducción del 60% de la biomasa desovante de sardina austral no explotada, parece ser agresivo para la dinámica del stock de este recurso pesquero. Aunque F60% y F55% permiten un aumento de la biomasa de sardina común en un contexto multiespecífico, desde el punto de vista del desempeño del modelo mono-específico se concluye que dichos puntos biológicos de referencia no son muy adecuados.

4. Se recomienda considerar un proxy que permita reducir el stock desovante al menos 66% ó 70% para el máximo rendimiento sostenido del stock de sardina austral.

4. Reuniones y Talleres de Trabajo

4.1. Reunión y taller de trabajo

De acuerdo a lo solicitado en las bases del proyecto y en la Oferta Técnica de la Universidad de Concepción, se desarrolló la primera reunión oficial junto al primer taller de trabajo el 29 de enero de 2013 a las 9:30 horas en dependencias de la Secretaría del Consejo de Investigación Pesquera en Valparaíso, dándose cumplimiento al compromiso de desarrollar estas actividades durante el primer mes de iniciado el proyecto.

A esta reunión asistió la Secretaria (s) del Fondo de Investigación Pesquera, Sra. Malú Zavando, y por la Subsecretaría de Pesca concurrió el sectorialista para la pesquería de sardina austral, Sr. Víctor Espejo. Por la Universidad de Concepción asistieron el jefe de proyecto, Dr. Sergio Neira, y el director alterno, Dr. Hugo Arancibia.

La reunión se inició con una introducción por parte del FIP respecto de la historia de este proyecto, y de las expectativas que se tienen de él, las que aparecen bien representadas en los Términos Técnicos de Referencia. Por parte de la Subpesca se expuso una visión general de la pesquería y de los desafíos de su administración en el marco del enfoque ecosistémico y precautorio, considerando que se trata de una especie de nivel trófico bajo. Por parte de la Universidad de Concepción los investigadores expusieron el interés del equipo de trabajo por postular a este proyecto y cumplir con los objetivos del mismo, los que son de alto interés científico, tanto por el conocimiento nuevo que se generará como por las herramientas conceptuales y prácticas que se desarrollarán, permitiendo apoyar el enfoque ecosistémico para esta pesquería, lo que podría ser un marco de referencia como modelo conceptual para otras pesquerías nacionales.

En cuanto al taller de trabajo, la Universidad de Concepción presentó sucintamente la metodología, el equipo de trabajo y el calendario de actividades. En este punto se presentó, por parte de la Universidad de Concepción, los plazos y potenciales problemas relacionados principalmente con la obtención de muestras de sardina austral, dado que este año se dictó una veda que se extiende hasta fines de mayo. También se expuso la necesidad de contar con información relacionada con cruceros de evaluación de sardina austral en la zona del mar interior de las Regiones X y XI, así como de la información generada en el marco de la

pesca de investigación conducida por el FIP hasta el año 2012. También se mencionó los potenciales problemas de ejecución dado el receso administrativo que impone el período de vacaciones universitarias, que este año se extendió del 28 de enero al 25 de febrero.

El sectorialista de SubPesca se encuentra al tanto de la propuesta técnica y de los modelos de evaluación de stock estructurales (y multiespecíficos) a utilizar. Con respecto al muestreo de sardina austral, el sectorialista indicó que la veda permitiría la extracción de sardina austral para consumo humano, por lo que existiría la posibilidad de proveerse de muestras durante los meses de veda. Por otro lado, tanto la Sra. Zabando como el Sr. Espejo indicaron que se encontraba en etapa de adjudicación y concurso el proyecto FIP N° 2013-11 denominado “Evaluación hidroacústica de pequeños pelágicos en aguas interiores de la X y XI Regiones, año 2013”. A respecto, se indicó que tanto el FIP como la Subsecretaría gestionarían que los cruceros contemplados en dicho proyecto proveyeran de muestras al proyecto FIP 2012-15, independiente de quién se adjudicare el proyecto. Posteriormente el proyecto fue adjudicado, mediante concurso público, a la Universidad de Concepción y se realizaron todas las coordinaciones intra e inter-institucionales para la obtención de muestras de sardina austral requeridas.

En esta reunión se acordó que, dado el monto del proyecto, las comunicaciones entre la UdeC y el FIP, por un lado, y la UdeC con la Subsecretaría, por el otro, se ocurrieran a través de medios de comunicación oficiales (e.g., cartas formales), utilizando tecnologías de comunicación (e.g., Skype).

Con respecto a los potenciales problemas relacionados con la baja probabilidad de contar con muestras de sardina común y sus predadores (merluza austral, merluza de cola y congrio dorado) debido al receso administrativo de la Universidad de Concepción en febrero (vacaciones), se acordó que todo retraso debía comunicarse en el informe de avance, y sólo entonces se revisaría el cronograma de actividades en el sentido de solicitar un eventual prórroga del proyecto. No habiendo mayores dudas o comentarios, se cerró la reunión-taller aproximadamente a las 12:30 hrs.

4.2. Taller de Difusión

PROYECTO FIP 2012-15

ROL ECOSISTÉMICO DE SARDINA AUSTRAL E IMPACTO DE SU EXPLOTACIÓN SOBRE LA SUSTENTABILIDAD DE OTRAS ESPECIES DE INTERÉS COMERCIAL

Programa

Fecha: Lunes 28 de abril de 2014

Lugar: Subsecretaría de Pesca, Valparaíso

Hora	Tema y expositor
10:00 - 10:15	Bienvenida y registro de participantes
10:15 - 10:30	Introducción y organización del taller (S. Neira)
10:30 - 10:50	Dieta de sardina austral y patrones de distribución, composición y abundancia de sus presas (L. Castro)
10:50 - 11:10	Importancia de sardina austral en la dieta de principales peces recursos I (H. Arancibia)
11:10 - 11:30	Importancia de sardina austral en la dieta de principales peces recursos II (E. Niklitschek)
11:30 - 11:40	Pausa de Café
11:40 - 12:00	Relación especial de sardina austral con sus presas y predadores (E. Niklitschek)
12:00 - 12:20	Criterios de explotación sustentable de sardina austral contexto multiespecífico I (S. Neira)
12:20 - 12:45	Criterios de explotación sustentable de sardina austral contexto multiespecífico II (L. Cubillos)
12:45 - 13:00	Cierre

El taller se desarrolló en dependencias de la Subsecretaría de Pesca en la ciudad de Valparaíso. Al taller asistieron además del equipo de investigadores del proyecto, representantes del Fondo de Investigación Pesquero, de la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, del Instituto de Fomento Pesquero, de la Universidad Católica del Norte y del

Proyecto GEF Humboldt (ver lista de asistentes). Sin embargo, se debe mencionar que se realizó una invitación amplia a investigadores y académicos de casas de estudios, centros de investigación privados y del Comité Científico Técnico de Pesquerías de Pelágicos Pequeños, entre otros.

El programa se desarrolló de acuerdo a lo planificado, generándose una frutífera discusión respecto de la información considerada, las metodologías aplicadas para responder cada objetivo específico, la robustez de los resultados y conclusiones alcanzadas en este proyecto. La discusión podría resumirse en los siguientes puntos:

1. Composición de la dieta de sardina austral

Se consultó si existiría un efecto de la talla en los individuos muestreados de sardina austral (i.e., un efecto ontogenético) que pudiera explicar los cambios en la diversidad de ítems presapor un lado y el aumento en el tamaño de las presas por el otro, entre las estaciones del año comparadas.

Respuesta: Se considera que es un factor a explorar en futuros análisis y/o proyectos.

2. Importancia relativa de sardina austral en la dieta de sus predadores

Se consultó respecto de cuáles serían las fuentes de discrepancia entre los resultados de la composición de la dieta de predadores usando contenido estomacal e isótopos, ya que la primera arroja una importancia relativa alta de sardina austral en la dieta de merluza austral, congrio y merluza de cola, mientras que la segunda metodología arroja una importancia más bien secundaria de sardina austral como presa.

Respuesta. Se indicó que los resultados informados fueron los tenidos a mano a la fecha del taller. Sin embargo, se indicó que el análisis de las muestras faltantes parecían indicar que la diferencia entre ambos métodos no fue tan importante como parecía en primera instancia. No obstante lo anterior, se indicó que por las distintas escalas temporales en

ambos métodos, la discrepancia podría ser esperable. En este sentido, el análisis de contenido estomacal indica las presas ingeridas en las horas o días previos a la captura, probablemente en la misma área de pesca. La técnica de isótopos puede integrar información desde semanas a meses, tiempo en el cual el predador puede acceder a distintas áreas de alimentación.

3. Implicancias para el manejo de sardina austral

Discutir y pronunciarse respecto de cómo los distintos supuestos (importancia de sardina austral como presa alta o baja, y consecuente vulnerabilidad a la depredación) afectan la modelación y las recomendaciones para el manejo.

Respuesta. El parámetro vulnerabilidad en el modelo EwE es, probablemente, el más importante para la modelación de la dinámica temporal de la biomasa de predadores y presas. En el presente estudio, el parámetro vulnerabilidad de sardina austral con sus predadores y presas se obtuvo a partir del ajuste del modelo dinámico a una serie de biomasa relativa de este stock usando mortalidad por pesca como forzante y no desde una inferencia a partir de la dieta de sus predadores o la sobreposición espacial con los mismos. Sin embargo, la vulnerabilidad podría y, probablemente, es un parámetro que varía en el tiempo, y en ese sentido sería interesante probar una aproximación que integre en su estimación tanto los niveles de biomasa de predadores y presas, cambios en la dieta de estos grupos y la sobreposición espacial. Debido a que toda esta información ecotrófica y espacial es aún escasa y a que series de abundancias relativas de predadores y presas en la zona del mar interior de Chiloé son cortas, por el momento, estos análisis son sólo del tipo exploratorio. Por lo tanto, en el corto plazo, el manejo de esta especie debiera regirse por el enfoque precautorio mientras se avanza hacia un enfoque ecosistémico.

Proyecto FIP 2012-15
"Rol ecosistémico de sardina austral e impacto de su explotación sobre la sustentabilidad de otras especies de interés comercial"

ASISTENCIA

Nº	Nombre	Institución	Firma
1	LAURA NARANJO BAEZ	UNOPS Proyecto GEF Humboldt	
2	Marcelo García A.	SUBPESCA	
3	Jorge Guerra Munchmeyer	Subpesca	
4	Joyce Méndez Saldaña	SSPA	
5	Domar Undurraga Buno	SSPA	
6	VICTOR ESPESO B	SSPA	
7	ELSON WALF	ITOP	
8	MAURÍ ZAVANDO	FIP	
9	Leonardo Flores V	SSPA	
10	LUIS CUBILLOS	ODEC	

Proyecto FIP 2012-15
"Rol ecosistémico de sardina austral e impacto de su explotación sobre la sustentabilidad de otras especies de interés comercial"

ASISTENCIA

Nº	Nombre	Institución	Firma
11	ENZO ACUÑA S.	UCN	
12	Gustavo San Martín	Subpesca	
13	Gerardo Castro C.	ODEC	
14	Eduin Nikhitchek	U. Austral	
15	Hugo Francisco	U. de Concepción	
16	M. Angèle Babien	SSPA	
17	Sergio Neira A.	U. de Concepción	
8			
9			
10			

5. Material visual y documentos científicos

5.1. Material visual

Se junta un disco compacto auto-ejecutable que incluye una selección de documentos en formato electrónico de lectura (pdf) que incluye publicaciones científicas, informes técnicos, etc., de apoyo a este informe. El material se ordenó y almacenó en una base utilizando un software ad-hoc, lo que facilita su consulta.

6. Referencias Bibliográficas

- Allen, K.R. 1971. Relation between production and biomass. Journal of Fisheries Research Board Canada, 28: 1573-1581.
- Arancibia H, Neira S, Barros, Gatica, Zúniga MJ, Alarcón R, Acuña E. 2010. Formulación e implementación de un enfoque multiespecífico de evaluación de stock en recursos demersales de la zona sur austral – Fase I. Informe Final Proyecto FIP 2008-23. Universidad de Concepción / Instituto de Investigación Pesquera VIII Región S.A., 301 p + Anexos.
- Arancibia, H., Catrileo, M., Farías, B., 1998. Evaluación de la demanda de alimento en merluza común y análisis de su impacto en pre-reclutas. Informe Final Proyecto FIP 95-17.
- Aranis A., A Gómez, G Muñoz, L Ossa, L Caballero, F Cerna, A López, C Machuca, C Vera, G Eisele. 2012. Monitoreo de anchoveta y sardinas en aguas interiores de la X Región de Los Lagos, 2011. Informe Final Pesca de Investigación. IFOP. 161 pp.
- Aranis A., Caballero, L., Cerna, F., Gómez, A., Lopez, A., Bernal, C., 2006. Monitoreo de la Pesquería de Pequeños Pelágicos en Aguas Interiores de la X Región, Año 2004. Informe Final FIP 2004-39. Instituto de Fomento Pesquero (Valparaíso, Chile). 231 pp.
- Aranis A., L. Caballero, A. Gomez, G. Rosson, M. Gonzalez, F. Cerna, V Bocic, Cecilia Machuca, M. Troncoso. 2010. Programa de seguimiento del estado de situación de las principales pesquerías nacionales. Investigación situación pesquería pelágica centro-sur, 2009. Informe Final. IFOP-SUBPESCA. 192p +Anexos.
- Aranis, A., R. Meléndez, G. Pequeño & F. Cerna. 2007. *Sprattus fuegensis* en aguas interiores de Chiloé, Chile (Osteichthyes: Clupeiformes: Clupeidae). Gayana, 71: 102-113.
- Bahamonde, N., 1953. Alimentación de la merluza de los canales (*Merluccius australis* (Hutton), 1872), con datos biométricos de los ejemplares. Investig. Zool. Chil. 2, 22–30.
- Bahamonde, N., Zavala, P., 1981. Contenidos gástricos de *Genypterus maculatus* (Tschudi) y *Genypterus blacodes* (Schneider) capturados en Chile entre 31 y 37 S (Teleostomi, Ophidiidae). Boletín Mus. Nac. Hist. Nat. Chile 38, 53–59.

- Barange M, Bernal M, Cergole MC, Cubillos LA, Cunningham CL, Daskalov CI, De Oliveira JAA, Dickey-Collas M, Hill K, Gaughan DJ, Jacobson LD, Kóster FW, Masse J, Nishida H, M. Ñiquen, Oozeki, Palomera I, Saccardo, SA, Sanotjani, A, Serra R, Somarakis S, Stratoudakis Y, van der Lingen CD, Uriarte A, Yatsu. 2008. Current trends in the Assessment nad Management of Small Pelagic Fish Stocks. Chapter 10 In: Climate Change and Small Pelagic Fihs. Cambridge University.
- Bastida, R., Lichtschein, V., Goodall, R.N.P., 1988. Food habits of *Cephalorhynchus commersonii* off Tierra del Fuego. Rep. Int. Whal. Comm. 9, 143–160.
- Berón-Vera, B., Pedraza, S.N., Raga, J.A., Gil de Pertierra, A., Crespo, E.A., Alonso, M.K., Goodall, R.N., 2001. Gastrointestinal helminths of Commerson’s dolphins *Cephalorhynchus commersonii* from Central Patagonia and Tierra del Fuego. Dis. Aquat. Organ. 47, 201–208.
- Bosley, K.L., Wainright, S.C., 1999. Effects of preservatives and acidification on the stable isotope ratios (^{15}N : ^{14}N , ^{13}C : ^{12}C) of two species of marine animals. Can. J. Fish.Aquat.Sci. 56, 2181–2185.
- Brickle, P., Arkhipkin, A.I., Laptikhovsky, V., Stocks, A., Taylor, A., 2009. Resource partitioning by two large planktivorous fishes *Micromesistius australis* and *Macruronus magellanicus* in the Southwest Atlantic. Estuar.Coast. Shelf Sci. 84, 91–98.
- Brickle, P., Laptikhovsky, V., Pompert, J., Bishop, A., 2003. Ontogenetic changes in the feeding habits and dietary overlap between three abundant rajid species on the Falkland Islands’ shelf. J. Mar. Biol. Assoc. UK 83, 1119–1125.
- Cárdenas G. 2009. Análisis de la composición de tallas, indicadores nutricionales y parámetros de crecimiento *Strangomera bentincki* (sardina común) y *Sprattus fuegensis* (sardina austral) en el sur de Chile. Tesis para optar al grado de Biología Marina. Universidad Austral de Chile.
- Castillo, J. 2008. Evaluación hidroacústica pequeños pelágicos Mar Interior de Chiloé 2007. Informe Pesca de Investigación. Instituto de Fomento Pesquero, Valparaíso, Chile.
- Catry, P., Lemos, R.T., Brickle, P., Phillips, R.A., Matias, R., Granadeiro, J.P., 2013. Predicting the distribution of a threatened albatross: The importance of competition, fisheries and annual variability.Prog.Oceanogr. 110, 1–10.

- Caut, S., Angulo, E., Courchamp, F., 2009. Variation in discrimination factors ($\Delta^{15}\text{N}$ and $\Delta^{13}\text{C}$): the effect of diet isotopic values and applications for diet reconstruction. *J. Appl. Ecol.* 46, 443–453. doi:10.1111/j.1365-2664.2009.01620.x
- Cerna F., J. Quiroz, A. López, A. Aranís. 2007. Edad y Crecimiento de sardina fueguina (*Sprattus fueguensis*, Jenyns, 1842) en el mar interior de la Isla Chiloé, Pacífico sur-este frente a Chile. Presentación XXVII Congreso de Ciencias del Mar. Iquique 2007.
- Céspedes R, Toledo C, Adasme L, Rubilar P, Miranda H, Techeira C. 1998. Análisis del esfuerzo pesquero artesanal aplicado en merluza del sur en aguas interiores de la X, XI y XII Regiones. 63.
- Céspedes, R., Adasme, L., Reyes, H., Braun, M., Figueroa, E., Valenzuela, V., Ojeda, V., Roa, R., 1996. Identificación de áreas de reclutamiento de merluza del sur en la zona sur-austral. Informe Final Proyecto FIP-IT/93-20 (No. FIP-IT/93-20). Instituto de Fomento Pesquero, Valparaiso (Chile).
- Chong, J., Sepúlveda, K., Ibáñez., C., 2006. Variación temporal en la dieta del congrio colorado, *Genypterus chilensis* (Guichenot, 1881) frente al litoral de Talcahuano, Chile ($36^{\circ}32'S$ - $36^{\circ}45'S$). *Rev. Biol. Mar. Oceanogr.* 41(2), 195–202.
- Christensen, V., Pauly, D. 1992. ECOPATH II – a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. *Ecological Modelling* 61, 169-185.
- Ciancio JE, Pascual MA, Botto F, Frere E, Iribarne O. 2008. Trophic relationships of exotic anadromous salmonids in the southern Patagonian Shelf as inferred from stable isotopes. *Limnology and Oceanography* 53: 788–798.
- Ciancio, J., Beauchamp, D.A., Pascual, M., 2010. Marine effect of introduced salmonids: Prey consumption by exotic steelhead and anadromous brown trout in the Patagonian Continental Shelf. *Limnol. Oceanogr.* 55, 2181–2192.
- Ciechomski, J. de. 1971. Estudio sobre los huevos y larvas de la sardine fueguina *Sprattus fueguensis* y de *Maurolicus muelleri*, hallados en aguas adyacentes al sector patagónico argentino. *Physis*, 30: 557-567.
- Clark, M.R., 1985. The food and feeding of seven fish species from the Campbell Plateau, New Zealand. *N. Z. J. Mar. Freshw. Res.* 19, 339–363.
- Constable, A.J., W.K. de la Mare, D.J. Agnew, I. Everson and D. Miller. 2000. Managing fisheries to conserve the Antarctic marine ecosystem: practical implementation of the

- Convention on the Conservation of Antarctic Marine Living Resources (CCAMLR). *ICES J. Mar. Sci.*, 57 (3): 778–791.
- Córdova, J., Céspedes, R., Ojeda, V., Balbontín, F., Rojas, P., Saavedra, A., Marbieri, M.A., Saavedra, J., 2006. Evaluación del stock desovante de merluza del sur y merluza de cola en la zona sur austral, año 2005 (2da. Licitación). Informe final proyecto FIP 2005-04. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), Valparaíso, Chile.
- Cousseau, M.B. & R. Perrota. 1998. Peces Marinos de Argentina, Biología, Distribución, Pesca. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP).
- Cressie NAC. 1991. Statistics for Spatial Data. New York: John Wiley and Sons, Inc.
- Cubillos LA. 2012. Estimación de abundancia, biomasa y distribución espacial de pequeños pelágicos en aguas interiores de la X y XI regiones y su relación con algunas variables ambientales, año 2010. Informe Final. Concepción (Chile): Universidad de Concepción, Centro COPAS Sur Austral.
- Cubillos, L., J. Paramo, L. Castro, M. Sobarzo, H. Peña, S. Soto, A. Rodríguez, M. Pedraza-García, H. Rebolledo, C. Castillo-Jordán. 2011. Estimación de abundancia, biomasa y distribución espacial de pequeños pelágicos en aguas interiores de la X y XI regiones y su relación con algunas variables ambientales, año. Centro de Investigación Oceanográfica en el Pacífico Sur-Oriental (COPAS), Universidad de Concepción.
- Cubillos, L.A., Trujillo, H., Jiménez, C., Ernst, B., Feltrim, M., Gatica, C., 2012. Análisis de estrategias de explotación en peces pelágicos pequeños basados en la fuerza de los reclutamientos. Informe FIP No 2008-22, 249 p.
- Cury, P., Bakun, A., Crawford, R.J.M., Jarre-Teichmann, A., Quinones, R., Shannon, L.J., Verheye, H.M. 2000. Small pelagics in upwelling systems: patterns of interaction and structural changes in “wasp-waist” ecosystems. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 603-618.
- Cury, P., Shannon, L., Shin, Y.-J., 2003. The functioning of marine ecosystems: a fisheries perspective. In: Responsible fisheries in the marine ecosystem, Sinclair, M., Valdimarsson, G. (eds). FAO, 448 p.
- DeNiro, M.J., Epstein, S., 1981. Influence of diet on the distribution of nitrogen isotopes in animals. *Geochim. Cosmochim. Acta* 45, 341–351.
- Dunn, M.R., Connell, A.M., Forman, J., Stevens, D.W., Horn, P.L., 2010. Diet of two large sympatric teleosts, the ling (*Genypterus blacodes*) and hake (*Merluccius australis*). *PloS One* 5, e13647.

- Everitt, B.S., Hand, D.J., 1981. Finite mixture distributions. Chapman & Hall, London-New York.
- Feodorov, S.S., Barabanov, A.V. 1976. Algunos datos nuevos acerca de la biología de sardina fueguina. (original en Ruso). Tr. Atlant.Nii RyB. Hoz-va I Okeanografii Kaliningrad, 65: 135-142.
- Ferrari, S., Alegre, B., Gandini, P., 2004. Dieta del cormorán imperial (*Phalacrocorax atriceps*) en el sur de Santa Cruz (Patagonia, Argentina). Ornitol Neotrop 15, 103–110.
- Frere, E., Gandini, P., Boersma, P.D., 1996. Aspectos particulares de la biología de reproducción y tendencia poblacional del pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*) en la colonia de Cabo Vírgenes, Santa Cruz, Argentina. Hornero 14, 50–59.
- Fulton, E.A. .2001. The effects of model structure and complex- ity on the behaviour and performance of marine ecosys- tem models. PhD thesis, School of Zoology, University of Tasmania,] Hobart, Australia.
- Galleguillos R, Ferrada S, Canales C, Oliva M, González MT, Cubillos L, Niklitschek E, Toledo P. 2012. Determinación de unidades poblacionales de sardina austral entre la X y XII Regiones de Chile. Informe Final, Proyecto FIP 2010-17. Universidad de Concepción, 230 p.
- González HE, MJ Calderón, L Castro, A Clement, LA Cuevas, G Daneri, JL Iriarte, L Lizárraga, R Martínez, E Menschel, N Silva, C Carrasco, C Valenzuela, CA A Vargas & C Molinet. 2010. Primary production and plankton dynamics in the Reloncaví Fjord and the Interior Sea of Chiloé, Northern Patagonia, Chile. Marine Ecology Progress Series 402: 13-30.
- González, H.E., Castro, L., Daneri, G., Iriarte, J.L., Silva, N., Vargas, C.A., Giesecke, R., Sánchez, N. 2011. Seasonal plankton variability in Chilean Patagonia fjords: Carbon flow through the pelagic food web of Aysen Fjord and plankton dynamics in the Moraleda Channel basin. Continental Shelf Research 31(3-4), 225-243.
- González HE, L Castro, G Daneri, N Silva, F Tapia, E Teca; C Vargas. 2013. Land-ocean gradient in haline stratification in Chilean Patagonian fjords (47° - 50°S): Possible impact on trophic carbon fluxes. Progress in Oceanography (in press).
- Gru, D.L. & M.B. Cousseau. 1982. Estudio de edad y crecimiento de la sardina fueguina (*Sprattus fuegensis*) de las costas de la provincia de Santa Cruz e Islas Malvinas. Rev. Invest. Des. Pesq., INIDEP 3: 51-58.

- Hansen, J.E. 1999. Estimación de parámetros poblacionales del efectivo de sardina fueguina (*Sprattus fuegensis*) de la costa continental argentina. Instituto Nacional de Desarrollo Pesquero. INIDEP. Informe Técnico 27, Mar del Plata. Argentina. 18 p.
- Henríquez, G., Bahamonde, N., 1964. Análisis cualitativo y cuantitativo del contenido gástrico del congrio negro (*Genypterus maculatus* Tschudi) en pescas realizadas entre San Antonio y Constitución (1961-1962). Rev. Univ. 49, 139–158.
- Herrera G, E Tarifeño & M Orellana. 1987. Descripción de huevos y primeras fases larvales de sardina común (*Strangomera benticki*) y del machuelo (*Ethmidum maculatum*). Biología Pesquera 16: 107-113.
- Higginbottom I, Woon S, Schneider P. 2009. Hydroacoustic data processing for standard stock assessment using Echoview: technical manual. Hobart, Australia: Myriax Software Pty Ltd.
- Hill, S.L., Murphy, E., Trathan, P.N. 2011. The exploitation to 75% reference point in practice. Response to Science.
- Hill, S.L., Murphy, E.J., Reid, K., Trathan, P.N. & Constable, A.J. 2006. Modelling Southern Ocean ecosystems: krill, the food-web, and the impacts of fishing. Biological Reviews. 81 581-608.
- Hunsicker ME, Ciannelli L, Bailey KM, Zador S, Stige LC. 2013. Climate and Demography Dictate the Strength of Predator-Prey Overlap in a Subarctic Marine Ecosystem. PLoS ONE 8: e66025.
- Kang M, Furusawa M, Miyashita K. 2002. Effective and accurate use of difference in mean volume backscattering strength to identify fish and plankton. ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil 59: 794–804.
- Kiljunen, M., Grey, J., Sinisalo, T., Harrod, C., Immonen, H., Jones, R.I., 2006. A revised model for lipid-normalizing $\delta^{13}\text{C}$ values from aquatic organisms, with implications for isotope mixing models. J. Appl. Ecol. 43, 1213–1222.
- Krebs CJ. 1989. Ecological Methodology. New York: Harper and Row, Publishers.
- Landaeta, M. Bustos, C., Palacios-Fuentes, P., Rojas Pablo, Balbontín, F. 2011. Distribución del ictioplancton en la Patagonia austral de Chile: potenciales efectos del deshielo de Campos de Hielo Sur. Lat. Am. J. Aquat. Res., 39(2): 236-249, 2011
- Laptikhovsky, V.V., Arkhipkin, A.I., Henderson, A.C., 2001. Feeding habits and dietary overlap in spiny dogfish *Squalus acanthias* (Squalidae) and narrow mouth catshark *Schroederichthys bivis* (Scyliorinidae). J. Mar. Biol. Assoc. U. K. 81, 1015–1018.

- Leal E, T.M. Canales, A. Aranís & M. Gonzáles. 2011. Actividad reproductiva y longitud de madurez de sardina austral *Sprattus fuegensis* en el mar interior de Chiloé, Chile. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 46: 43-51.
- Leal, E., Canales, C., Zuñiga-Basualto, Ma.J. 2013. Segundo Informe. Convenio II: Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales 2014. Proyecto 2.3: Investigación del estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables en sardina común zona centro-sur y sardina austral año 2014. *Sardina austral 2014*, Subsecretaría de Economía, Septiembre de 2013. 51 pp.
- Lillo, S., Paillamán, A., Correa, V., Figueroa, E., Céspedes, R., Miranda, H., Blanco, J., Vega, A., Balbontín, F., Bravo, R., Bernal, R., 1995. Evaluación hidroacústica del stock desovante de merluza del sur en la zona de Guafo y Guamblin, X y XI regiones. Informe final proyecto FIP 93-04. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), Valparaíso, Chile.
- Lillo, S., Espejo, M., Rojas, M., Ojeda, V., Cerna, F., Céspedes, R., Adasme, L., Miranda, H., Bravo, C., Balbontín, F., Acevedo, M., Braun, M., Valenzuela, V., Miles, H., Blanco, J., Letelier, J., Osses, J., 1997. Evaluación directa del stock desovante de merluza del sur en la zona sur-austral. Informe final proyecto FIP 96-38. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), Valparaíso, Chile.
- Lillo, S., Céspedes, R., Ojeda, V., Balbontín, F., Aguayo, M., Adasme, L., Saavedra, A., 2001. Evaluación acústica del stock desovante de merluza del sur en aguas exteriores. Informe final proyecto FIP 2000-14. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), Valparaíso, Chile.
- Lillo, S., Céspedes, R., Ojeda, V., Díaz, E., Muñoz, Y., Saavedra, A., Oliva, J., Adasme, L., 2002. Evaluación hidroacústica de merluza de tres aletas. Informe final proyecto FIP 2001-2002. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), Valparaíso, Chile.
- Lillo, S., Saavedra, A., Espejo, M., Barbieri, M.A., Rojas, M., Céspedes, R., Ojeda, V., Céspedes, I., Olivares, J., Hidalgo, H., Adasme, L., Balbontín, F., Bravo, R., Vera, C., 2003. Evaluación hidroacústica del stock desovante de merluza del sur y merluza de cola en la zona sur austral, año 2002. Informe final proyecto FIP 2002-19. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), Valparaíso, Chile.
- Lillo S, Céspedes R, Barbieri MA, Saavedra A, Gálvez P. 2004. Programa temporal de evaluación hidroacústica de merluza del sur en aguas interiores de la X y XI regiones, año 2002. Informe final proyecto FIP 2002-07. 101 + Anexos.

- Lillo, S., Céspedes, R., Balbontín, F., Ojeda, V., Saavedra, A., 2004. Evaluación del stock desovante de merluza del sur y merluza de cola en la zona sur-austral, año 2003. Informe final proyecto FIP 2003-09. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), Valparaíso, Chile.
- Lillo, S., Céspedes, R., Ojeda, V., Balbontín, F., Bravo, R., Saavedra, A., Barbieri, M.A., Vera, C., 2005. Evaluación del stock desovante de merluza del sur y merluza de cola en la zona sur austral, año 2004. Informe final proyecto FIP 2004-07. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), Valparaíso, Chile.
- Lillo, S., Céspedes, R., Barbieri, M.A., Melendez, R., Ojeda, V., 2006. Programa temporal de evaluación hidroacústica de merluza del sur en aguas interiores de la X y XI regiones, año 2004. Informe final proyecto FIP 2004-40. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), Valparaíso, Chile. 164 p.
- Lillo S, Molina E, Lang C, Ojeda V, Céspedes R, Adasme L, Meléndez R, Molina E, Rojas M, Saavedra A. 2008. Evaluación hidroacústica de merluza del sur en aguas interiores de la X y XI regiones, año 2006. Informe Final Proyecto FIP 2006-10. 105 + Anexos.
- Lillo S, Lang C, Ojeda V, Céspedes R, Adasme L, Meléndez R, Molina E, Rojas M, Saavedra A. 2009. Evaluación hidroacústica de merluza del sur y merluza de cola en aguas interiores de la X y XI regiones, año 2007. Informe final proyecto FIP 2007-14. Valparaíso, Chile: Instituto de Fomento Pesquero (IFOP).
- Lillo, S., Molina, E., Ojeda, V., Céspedes, R., Muñoz, L., Hidalgo, H., Hunt, K., Adasme, L., Balbontín, F., Bravo, R., Molina, E., García, M.R., Meléndez, R., Saavedra, A., 2009a. Evaluación de stock desovante de merluza del sur y merluza de cola en la zona sur austral, año 2008. Informe final proyecto FIP 2008-11. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), Valparaíso, Chile.
- Lillo, S., Molina, E., Saavedra, J., Olivares, J., Eduardo, D., Nuñez, S., Navarro, E., Vásquez, S., Alarcón, R., Sepúlveda, A., Braun, M., Saavedra, A., 2009b. Evaluación hidroacústica de merluza común, año 2007. Informe final proyecto FIP 2007-16 (No. 2007-16). Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), Valparaíso, Chile.
- Lillo S, Molina E, Bahamonde R, Ojeda V, Céspedes R, Melendez R, Hidalgo H, Muñoz L, Lang C. 2011. Evaluación hidroacústica de merluza del sur y merluza de cola en aguas interiores de la X y XI Regiones, año 2009. Informe Final FIP N° 2009-09. 99.
- Lovrich, G.A., Thiel, M., 2011. Ecology, physiology, feeding and trophic role of squat lobsters. *Crustac. Issues Biol. Squat Lobsters* 183–222.

- Madirolas, A. & J. E. Hansen. 2000. *Sardina fueguina* (*Sprattus fuegensis*). Pp.227-232. En: Síntesis del estado de las pesquerías marítimas argentinas y de la Cuenca del Plata, años 1997-1998, con una actualización de 1999 (S. Bezzi, R. Akselman y E. Boschi, Eds.). Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Mar del Plata, Argentina, 388 pp.
- Madureira LS, Everson I, Murphy EJ. 1993. Interpretation of acoustic data at two frequencies to discriminate between Antarctic krill (*Euphausia superba* Dana) and other scatterers. *Journal of Plankton Research* 15: 787–802.
- Mair AM, Fernandes PG, Lebourges-Dhaussy A, Brierley AS. 2005. An investigation into the zooplankton composition of a prominent 38-kHz scattering layer in the North Sea. *Journal of Plankton Research* 27: 623–633.
- McCutchan, J.H., Lewis, W.M., Kendall, C., McGrath, C.C., 2003. Variation in trophic shift for stable isotope ratios of carbon, nitrogen, and sulfur. *Oikos* 102, 378–390.
- Mckelvey DR, Wilson CD. 2006. Discriminant classification of fish and zooplankton backscattering at 38 and 120 kHz. *Transactions of the American Fisheries Society* 135: 488–499.
- Michener, R.H., Kaufman, L., 2007. Stable isotope ratios as tracers in marine food webs: an update, in: Michener, R., Lajtha, K. (Eds.), *Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science* (2nd Ed.). Blackwell Publishing Ltd, Malden, MA (USA), pp. 238–282.
- Miranda L, Ortiz R, Guzmán D, Torres C. 2011. Presencia y abundancia de pequeños peces pelágicos en aguas interiores de la región de Aysén. Libro de resúmenes XXXI Congreso de Ciencias del Mar, Viña del Mar, Chile, p 118.
- Mitchell, S.J., 1984. Feeding of ling *Genypterus blacodes* (Bloch & Schneider) from 4 New Zealand offshore fishing grounds. *N. Z. J. Mar. Freshw. Res.* 18, 265–274.
- Molinet C, Niklitschek EJ, Navarro J, Marin S, Seguel M, Olivares G, Toledo P, Rosales S, Diaz M. 2013. Evaluación de los factores limitantes en el desarrollo de cultivos de mitílidos, para análisis de capacidad de carga, X Región de Los Lagos (1ra. Etapa). Informe Final. Puerto Montt, Chile: Universidad Austral de Chile, Instituto de Acuicultura.
- Moore, J.W., Semmens, B.X., 2008. Incorporating uncertainty and prior information into stable isotope mixing models. *Ecol. Lett.* 11, 470–480.

- Murase H, Ichihara M, Yasuma H, Watanabe H, Yonezaki S, Nagashima H, Kawahara S, Miyashita K. 2009. Acoustic characterization of biological backscatterings in the Kuroshio-Oyashio inter-frontal zone and subarctic waters of the western North Pacific in spring. *Fisheries Oceanography* 18: 386–401.
- Neira, S., H. Arancibia, R. Alarcón, M. Barros, S. Cahuin, L. Castro, L. Cubillos, C. Castillo, G. Daneri, H. González. J. Iriarte, S. Lillo, P. Montero, M. Sobarzo. 2012. Informe Final Proyecto “Bases metodológicas para el estudio del reclutamiento y ecología en merluza del sur y merluza de cola, zona sur-austral (ID 4728-23-LP11)”. Universidad de Concepción, 283 pp + Anexos.
- Niklitschek EJ, Toledo P, Hernández E, Nelson J, Soule M, Herranz C, Murillo C, Valenzuela X. 2009. Identificación y evaluación hidroacústica de pequeños pelágicos en aguas interiores de la X y XI regiones, año 2007. Informe Final FIP 2007-05. 136.
- Niklitschek, E., J. Cornejo, E. Hernández, P. Toledo, R. Merino, A. Lafon & A. Meza. 2007. Evaluación hidroacústica de *Sprattus fuegensis* en los canales interiores de la X región. Universidad Austral de Chile - Centro Trapananda, Coyhaique. Informe CT 07-01. 31 p.
- Niklitschek, E., P. Toledo., E. Hernández., J. Nelson., M. Soule., C. Herranz., C. Murillo., X. Valenzuela. 2009. Evaluación Hidroacústica de pequeños pelágicos en aguas interiores de la X y XI regiones, año 2007. Informe Final Proyecto FIP 2007-05. Universidad Austral de Chile. 98 pp + Anexos.
- Niklitschek, E.J., Soto, D., Lafon, A., Molinet, C., Toledo, P., 2013. Southward expansion of the Chilean salmon industry in the Patagonian Fjords: main environmental challenges. *Rev. Aquac.* 5, 172–195.
- Nyegaard, M., Arkhipkin, A., Brickle, P., 2004. Variation in the diet of *Genypterus blacodes* (Ophidiidae) around the Falkland Islands. *J. Fish Biol.* 65, 666–682.
- Ojeda, P., 1983. Distribución latitudinal y batimétrica de la ictiofauna demersal del extremo austral de Chile. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 56, 61–70.
- Palma S, Silva N, Palma S. 2006. Distribución y abundancia de zooplancton en canales y fiordos australes. Avances en el conocimiento oceanográfico de las aguas interiores chilenas, Puerto Montt a cabo de Hornos. Comité Oceanográfico Nacional-Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Valparaíso 107–113.
- Parnell, A.C., Inger, R., Bearhop, S., Jackson, A.L., 2010. Source Partitioning Using Stable Isotopes: Coping with Too Much Variation. *PLoS ONE* 5, e9672. doi:10.1371/journal.pone.0009672

- Pascual, M.A., Botto, F., Frere, E., Iribarne, O., Ciancio, J., 2008. Trophic relationships of exotic anadromous salmonids in the southern Patagonian Shelf as inferred from stable isotopes. *Limnol.Oceanogr.* 53, 788–798.
- Paves HJ, HE González, V Christensen. 2013. Structure and functioning of two pelagic communities in the North Chilean Patagonian coastal system. *Hydrobiologia* 717: 85-108.
- Paves, HJ, H González, L Castro & JL Iriarte .2014. Carbon Flows Through the Pelagic Sub-food Web in Two Basins of the Chilean Patagonian Coastal Ecosystem: the Significance of Coastal–Ocean Connection on Ecosystem Parameters. *Estuaries and Coasts*. DOI 10.1007/s12237-014-9780-y
- Payá, I., 1992. The diet of Patagonian hake *Merluccius australis polylepsis* and its daily ration of Patagonian grenadier *Macruronus magellanicus*. *Afr. J. Mar. Sci.* 12, 753–760.
- Persic, A., Roche, H., & F, Ramade. 2004. Stable carbon and nitrogen isotope quantitative structural assessment of dominant species from the Vaccares Lagoon trophic web (Camargue Biosphere Reserve, France). *Estuar.Coast. Shelf Sci.* N 60, 261-272.
- Pierce, G.J., Santos, B., Bishop, A., Desormonts, S., Portela, J., 2012. The trophic relationships of several commercial finfish species from the southwest Atlantic. *ICES Int. Counc. Explor. Sea* 13.
- Pool, H., Balbontín, F., Montenegro, C., Cortés, N., Arriaza, M., 1997. Interacciones tróficas en recursos demersales en la zona sur-austral. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), Valparaíso, Chile.
- Post, D. M. 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. *Ecol.* 83: 703–718.
- Putz, K., Ingham, R.J., Smith, J.G., Croxall, J.P., 2001. Population trends, breeding success and diet composition of gentoo *Pygoscelis papua*, magellanic *Spheniscus magellanicus* and rockhopper *Eudyptes chrysocome* penguins in the Falkland Islands. A review. *Polar Biol.* 24, 793–807.
- Quinn, T. Deriso R.B 1999. *Quantitative Fish Dynamics*.
- Ramírez, F. C. 1976. Contribución al conocimiento del espectro alimenticio de la sardina fueguina (Clupeidae, *Sprattus fuegensis* (Jenyns)). *Neotrópica (La Plata)*, 22(68):137-142.

- Riccialdelli, L., Newsome, S.D., Dellabianca, N.A., Bastida, R., Fogel, M.L., Goodall, R.N.P., 2013. Ontogenetic diet shift in Commerson's dolphin (*Cephalorhynchus commersonii commersonii*) off Tierra del Fuego. *Polar Biol.* 1–11.
- Roa-Ureta R, Niklitschek E. 2007. Biomass estimation from surveys with likelihood-based geostatistics. *ICES Journal of Marine Science* 64: 1723–1734.
- Sabatini, M.E., Giménez, J., Rocco, V. 2001. Características del zooplancton del área costera de la plataforma patagónica austral (Argentina). *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, 17 (3–4): 7–13.
- Schiavini, A.C., Goodall, R.N.P., Lescrauwaet, A.-K., Koen-Alonso, M., 1997. Food habits of the peales dolphin, *Lagenorhynchus australis*: review and new information. *Int. Whal. Comm. Rep.* 47, 827–834.
- Shin Y.-J., P. Cury. 2001. Exploring fish community dynamics through size-dependent trophic interactions using a spatialized individual-based model. *Aquatic Living Resources*, 14(2): 65-80.
- Silva, N., Sievers, H.A., Prado, R., 1995. Características oceanográficas y una proposición de circulación para algunos canales Australes de Chile entre 41°20`S y 46°40`S. *Rev. Biol. Mar. Oceanogr.* 30, 207–254.
- Simmonds J. and MacLennan D. 2005. *Fisheries Acoustics: Theory and Practice*. Second edition, Blackwell Science. Fish and Aquatic Resources Series 10.
- Smith, A.D.M., Brown, C.J., Bulman, C.M., Fulton, E.A., Johnson, P., Kaplan, I.C., Lozano-Montes, H., Mackinson, S., Marzlo_, M., Shannon, L.J., Shin, Y.-J., Tam, J., 2011. Impacts of fishing low-trophic level species on marine ecosystems. *Science* 333, 1147-1150
- Suazo, C.G., Schlatter, R.P., Arriagada, A.M., Cabezas, L.A., Ojeda, J., 2013. Fishermen's perceptions of interactions between seabirds and artisanal fisheries in the Chonos archipelago, Chilean Patagonia. *Oryx* 47, 184–189.
- Szepanski, M.M., Ben-David, M., Van Ballenberghe, V., 1999. Assessment of anadromous salmon resources in the diet of the Alexander Archipelago wolf using stable isotope analysis. *Oecologia* 120, 327–335.
- Thompson, K.R., 1993. Variation in magellan penguin *Spheniscus magellanicus* diet in the Flakland Island.
- Universidad del Mar. 2009. Monitoreo preliminar de pequeños pelágicos en aguas interiores de la XI Región. Pesca de Investigación Res. Ex. N° 1363.

- van der Zanden, M. J., G. Cabana, & J. B. Rasmussen. 1997. Comparing trophic position of freshwater littoral fish species using stable nitrogen isotopes ($\delta^{15}\text{N}$) and literature dietary data. *Canadian J. Fish. and Aquatic Sci.* 54:1142-1158.
- Vidal, R., Acuña, E., Rey Méndez, M., 1997. Dieta de la merluza *Merluccius gayi* (Guichenot, 1848) del norte de Chile. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.* 13, 35–45.
- Vinuesa, J.H., Varisco, M., 2007. Trophic ecology of the lobster krill *Munida gregaria* in San Jorge Gulf, Argentina. *Investig. Mar.* 35, 25–34.
- Walters, C., V. Christensen and D. Pauly. 1997. Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 7: 139-172.
- Whitehead, P.J.P. 1985. Clupeoid fishes of the world. An annotated and illustrated catalogue of the herrings, sardines, pilchards, sprats, anchovies and wolfherrings. Part 1. Chirocentridae, Clupeidae and Pristigasteridae. *FAO Fisheries Synopsis*, 125 (7), part 1: I – x + 1-303.
- Williamson CE. 1993. Linking predation risk models with behavioral mechanisms: Identifying population bottlenecks. *Ecology* 74: 320.
- Wilson, R.P., Jackson, S., Thor Straten, M., 2007. Rates of food consumption in free-living Magellanic Penguins *Spheniscus magellanicus*. *Mar Ornithol* 35, 109–111.
- Zuleta, A & P. Rubilar. 2010. Impacto del desarrollo de una pesquería de sardina austral (*Sprattus fueguensis*) en aguas interiores de las regiones X-XII. Informe Técnico. Centro de Estudios Pesqueros S.A.

7. Anexo personal participante por actividad

Nombre	Título	Función
Sergio Neira	Biólogo Marino M.Sc. Pesquerías Ph.D. Ecología Marina	Director del proyecto. Coordinación y administración general proyecto Responsable objetivo específico 4. Organización crucero oceanográfico. Construcción trama trófica completa. Procesos ECOSIM. Relator Talleres. Participación en PBRs. Responsable confección informes.
Hugo Arancibia	Biólogo Marino <i>Dr. rer. nat.</i>	Director alterno del proyecto. Responsable objetivo específico 3. Análisis estómagos peces predadores sardina. Secunda al director del proyecto en coordinación y administración proyecto. Relator Talleres. Responsable confección informes.
Mónica Barros	Ingeniero Pesquero, M.Sc. Pesquerías	Asistente técnica del director del proyecto. Coordinación actividades proyecto. Organización Talleres. Mantención bases de datos. Responsable objetivo específico 1 y de la edición de informes.
Leonardo Castro	Biólogo Marino Ph. D. SUNY	Responsable objetivo específico 2. Análisis estómagos sardina. Zooplancton e ictioplancton. Trama trófica de productores secundarios. Relator Talleres. Confección informes.
Humberto González	Biólogo Marino <i>Dr. rer. nat.</i>	Co-responsable objetivo específico 2. Análisis producción secundaria. Tramas tróficas microbianas y flujos carbono. Confección informes.
José Luis Iriarte	Biólogo Marino Dr. Oceanografía	Participación en objetivo específico 2. Análisis producción secundaria. Trama trófica microbiana y flujos carbono. Confección informes.
Giovanni Daneri	Biólogo Marino Ph. D.	Participación en objetivo específico 2. Análisis producción primaria, respiración y nutrientes. Confección informes.
Alejandra Lafon	Biólogo Marino M. Sc. Pesquerías	Análisis de dietas usando isótopos estables. Participación en construcción trama trófica. Confección informes.
Ruben Alarcón	Lic. Biología M.Sc. Pesquerías	Análisis distribución sardina y predadores (acústica). Estimación sobreposición espacial predadores-presa con geoestadística. Confección informes.

Nombre	Título	Función
Luis Cubillos	Biólogo Pesquero M. Sc. Oceanografía Dr. Oceanografía	Co-responsable objetivo específico 4. Determinación PBR's límite y objetivos. Evaluación estrategias de explotación. Evaluación de indicadores de desempeño. Relator talleres. Confección informes.
Carolina Alarcón	Biólogo Marino M. Sc. Pesquerías	Determinación PBR's límite y objetivos. Evaluación estrategias de explotación. Evaluación de indicadores de desempeño. Confección informes.
Sandra Curin	Biólogo Marino M. Sc. (c) Pesquerías	Asistente del Dr (c) Cubillos. Recopilación parámetros historia de vida.
Secretaria N.N.	Secretaria/Contadora	Trabajo secretariado y contabilidad proyecto. Informes y control de gastos.
Edwin Niklitschek	Biólogo Marino Ph. D.	Participación objetivos específicos 2 y 3. Distribución y abundancia zooplancton y sardina austral (verano 2010-2011). Análisis datos crucero acústico. Distribución mesozooplancton y sardina austral con datos acústicos. Confección informes. Participación taller difusión.
Pamela Toledo	Biólogo Marino	Asistente Dr. Niklitschek.
N.N.	Biólogo Marino	Alimentación sardina austral.
N.N.	Técnicos (7 personas)	Análisis muestras zooplancton, contenido estomacal de sardina y predadores, acústica, trabajo a bordo, muestreos del desembarque y de estómagos, otros.

Total horas-hombre (H.H.).

Nombre	Recopilac. Datos	Procesam.	Análisis	Informes	TOTAL
Sergio Neira		80	120	120	320
Hugo Arancibia			128	128	256
Mónica Barros	64	64	64	64	256
Secretaria contable	160			80	240
Técnico informático		320			320
Leonardo Castro			80	80	160
Humberto González			80	80	160
J. Luis Iriarte			80	80	160
Giovanni Daneri			80	80	160
Alejandra Lafón		60	60	40	160
Rubén Alarcón		60	60	40	160
Luis Cubillos			120	120	240
Carolina Alarcón		54	54	54	162
Sandra Curin	81	81			162
Experto Internacional			80		80
Tesista 1	80	80			160
Técnico 1 Zooplancton	80	80			160
Técnico 2 Cont. Est. sardina	80	80			160
Técnico 3 Zoopl - acústica	80	80			160
Técnico 4 Rec. Est. Preds	80	80			160
Técnico 5 Contenido estomacal	80	80			160
Técnico 6 Rev. data biol/pesq	80	80			160
Técnico 7 Hidroacústica	80	80			160
Total	945	1279	886	846	3956

Total H.H. objetivo específico 1

Nombre	Recopilac. Datos	Procesam.	Análisis	Informes	TOTAL
Sergio Neira			50	50	100
Hugo Arancibia			40	40	80
Mónica Barros	32	32	32	32	128
Secretaria contable	40			20	60
Técnico informático		320			320
Leonardo Castro					0
Humberto González					0
J. Luis Iriarte					0
Giovanni Daneri					0
Alejandra Lafón					0
Rubén Alarcón					0
Luis Cubillos					0
Carolina Alarcón					0
Sandra Curin					0
Experto Internacional					0
Tesista 1					0
Técnico 1 Zooplancton					0
Técnico 2 Cont. Est. sardina					0
Técnico 3 Zoopl - acústica					0
Técnico 4 Rec. Est. Preds					0
Técnico 5 Contenido estomacal					0
Técnico 6 Rev. data biol/pesq	80	80			160
Técnico 7 Hidroacústica					0
Total	152	432	72	92	748

Total H.H. objetivo específico 2

Nombre	Recopilac. Datos	Procesam.	Análisis	Informes	TOTAL
Sergio Neira					0
Hugo Arancibia					0
Mónica Barros					0
Secretaria contable	40			20	60
Técnico informático					0
Leonardo Castro			80	80	160
Humberto González			80	80	160
J. Luis Iriarte			80	80	160
Giovanni Daneri			80	80	160
Alejandra Lafón		60	60	40	160
Rubén Alarcón					0
Luis Cubillos					0
Carolina Alarcón					0
Sandra Curin					0
Experto Internacional					0
Tesista 1	80	80			160
Técnico 1 Zooplancton	80	80			160
Técnico 2 Cont. Est. sardina	80	80			160
Técnico 3 Zoopl - acústica	80	80			160
Técnico 4 Rec. Est. Preds					0
Técnico 5 Contenido estomacal					0
Técnico 6 Rev. data biol/pesq					0
Técnico 7 Hidroacústica					0
Total	360	380	380	380	1500

Total H.H. objetivo específico 3

Nombre	Recopilac. Datos	Procesam.	Análisis	Informes	TOTAL
Sergio Neira			0	0	0
Hugo Arancibia			88	88	176
Mónica Barros					0
Secretaria contable	40			20	60
Técnico informático					0
Leonardo Castro					0
Humberto González					0
J. Luis Iriarte					0
Giovanni Daneri					0
Alejandra Lafón					0
Rubén Alarcón		60	60	40	160
Luis Cubillos					0
Carolina Alarcón					0
Sandra Curin					0
Experto Internacional					0
Tesista 1					0
Técnico 1 Zooplancton					0
Técnico 2 Cont. Est. sardina					0
Técnico 3 Zoopl - acústica					0
Técnico 4 Rec. Est. Preds	80	80			160
Técnico 5 Contenido estomacal	80	80			160
Técnico 6 Rev. data biol/pesq					0
Técnico 7 Hidroacústica	80	80			160
Total	280	300	148	148	876

Total H.H. objetivo específico 4

Nombre	Recopilac. Datos	Procesam.	Análisis	Informes	TOTAL
Sergio Neira		80	70	70	220
Hugo Arancibia					0
Mónica Barros	32	32	32	32	128
Secretaria contable	40			20	60
Técnico informático					0
Leonardo Castro					0
Humberto González					0
J. Luis Iriarte					0
Giovanni Daneri					0
Alejandra Lafón					0
Rubén Alarcón					0
Luis Cubillos			120	120	240
Carolina Alarcón		54	54	54	162
Sandra Curin	81	81			162
Experto Internacional			80		80
Tesista 1					0
Técnico 1 Zooplancton					0
Técnico 2 Cont. Est. sardina					0
Técnico 3 Zoopl - acústica					0
Técnico 4 Rec. Est. Preds					0
Técnico 5 Contenido estomacal					0
Técnico 6 Rev. data biol/pesq					0
Técnico 7 Hidroacústica					0
Total	153	167	286	226	832